



Impacto dos predadores introduzidos na ilha do Corvo no sucesso reprodutor das populações de Cagarro (*Calonectris diomedea borealis*)

Ana Catarina Marcos Henriques

Dissertação para obtenção do Grau de Mestre em
Gestão e Conservação dos Recursos Naturais

Orientador: Doutor Mark Bolton

Co-Orientador: Doutora Maria Teresa Ferreira da Cunha Cardoso

Pedro Luís Geraldes

Júri:

Presidente – Doutor António Manuel Dorotêa Fabião, Professor Associado do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa

Vogais – Doutora Maria Teresa Ferreira da Cunha Cardoso, Professora Associada do Instituto Superior de Agronomia da Universidade Técnica de Lisboa;

– Doutor Mark Bolton, da Royal Society for the Protection of Birds;

– Doutor Luís Miguel Nunes Valente Afonso Reino.

Lisboa (2010)

A dissertação de mestrado que aqui se apresenta foi desenvolvida no âmbito do projecto LIFE+ NAT/P/00649 Ilhas santuário para as aves marinhas financiado ao abrigo do programa LIFE e coordenado pela Sociedade Portuguesa do Estudo das Aves



AGRADECIMENTOS

*“...Na verdade eu não podia viver como estes homens, mas na hora da morte
queria ser um deles...”*

in “A Ilha do Corvo”; Medeiros 1987

Este trabalho não teria sido possível sem o apoio, disponibilidade, ajuda, amizade, ideias, revisões, bibliografia, fornecidos por inúmeras pessoas. Para todos o meu mais sincero e reconhecido obrigado. A todos os que passaram ou estão pelo Corvo, entre outros, Pedro G, Thijs V., JB, Pedro D., Sr.Zé, Artur S., Carlos S., Sandra H., Sandra M., Nuno M., Steffen O., Mark B., Joel B., ao pessoal do staff da SPEA, Jaime R., Vítor P. e, claro, meus amigos e família, já se sabe.

*Um agradecimento às seguintes organizações que permitiram que este
projecto se realizasse.*

Royal Society for the Protection of Birds



Câmara Municipal de Corvo



Secretaria Regional do Ambiente e do Mar dos Açores



e em especial à:

Sociedade Portuguesa para o Estudo das Aves



RESUMO

Na ilha do Corvo, arquipélago dos Açores, existem importantes espécies de aves marinhas classificadas como prioritárias pelo Anexo I da Directiva Aves. É o caso do cagarro *Calonectris diomedea borealis*, que é das espécies que manifesta em termos de números e densidade a maior expressão neste arquipélago a nível europeu. Uma das principais ameaças para a maioria das aves nidificantes em ilhas, é a presença de predadores, nomeadamente de ratos. Neste contexto analisaram-se as variáveis que influenciam a distribuição dos roedores, identificaram-se as zonas acessíveis de nidificação do cagarro, monitorizou-se a sua época reprodutora e tentou-se perceber as causas que provocam a falha na fase de ovo e cria. Os resultados apontam para a inexistência de uma relação entre a abundância de roedores e o sucesso reprodutor dos cagarros. As características do período reprodutor são semelhantes às descritas para as Berlengas e Selvagem Grande, mas diferem nas taxas de sucesso de eclosão e de saída das crias do ninho. Verificou-se que é nos primeiros dias de vida das crias que a predação é mais significativa e que outras variáveis, como por exemplo a predação por parte de gatos, devem ser tidas em consideração.

Palavras chave: *cagarro*, *Corvo*, *sucesso reprodutor*, *espécies invasoras*, *roedores*, *gatos*

ABSTRACT

In the Corvo island, Azores, there are important species of seabirds classified as priority by the Annex I of the Bird Directive, for example Cory's Shearwater *Calonectris diomedea borealis*, is one of the species that represents in terms of number and density the biggest expression in this archipelago in an European level. One of the major threats for the birds that reproduce in islands is the presence of predators, like rats, so, in this context, we analysed the variables that could explain the distribution of rodents, identified the accessible places of nesting of Cory's, monitored the reproductive season and tried to understand the causes of fail in the egg and chick phase. The results point out a positive relation between rat abundance and reproductive success of Cory's. The characteristics of the reproductive season are similar to those described for Berlengas and Selvagens, but they differ in the hatching success and chick success. We verified that in the first days of life of the chicks the predation is very significant and other variables should be taken into account, for example the predation by cats.

Keywords: Cory's shearwater, Corvo, reproductive success, invasive species, rodents, cats

ABSTRACT

The Corvo Island has unique features, in terms of endemic fauna and flora, numbers of human population, introduced predators, size of the island, among others, that gave to this island the status of Biosphere Reserve. Additionally, there are important species of seabirds that only reproduce in restricted areas of Europe, and are classified as priority by Annex I of the Birds Directive. Nevertheless, the populations of some species are still to confirm (e.g *Pterodroma feae*, *Oceanodroma castro*) and others need more research in terms of numbers and localization of the colonies (e.g *Puffinus puffinus*, *Puffinus assimilis*).

The more conspicuous of the seabirds here present is Cory's Shearwater, *Calonectris diomedea borealis* and has the biggest expression in terms of numbers and densities in the Azores archipelago which represents 60-70% of the world population. The Corvo population is one of the major ones but the nidification areas and the actual size of the population is still not well known.

One of the major causes of the decline of the seabirds, besides the fisheries, specially those ones who reproduce in cavities on the soil, are the introduced predators in islands, places that originally yield millions of seabirds. The biggest problem is that they evolved in environments that were predator free and lack defense mechanisms to face the predation of eggs and chicks by rats and cats. This causes the reproductive collapse in some species and could force the nesting places to sub-optimal conditions, that can compromise the viability of the populations. Last year, SPEA started a LIFE+ project "Safe islands for seabirds" to assess the impacts of the predators on seabirds and prepare the restoration of habitat, by ways of predator and invasive plants control and reforestation with endemic species. This project has an important ecological relevance as it can represent an important step in the developing of protocols for exotic species eradication in islands with human population, with both cats and rats as the major predators.

The objectives of this thesis were to quantify the influence of rodents in the reproductive success of Cory's Shearwater. We analyse the distribution of three species of rodents (*Rattus rattus*, *R. norvegicus* and *Mus musculus*) in different habitats and their dependence with some environmental variables. The method chosen was by means of tracking tunnels in two different seasons, one in April-May and the other in September-October, that wanted to express different food availability and different stages of the reproductive period of Cory's in Corvo. For this analysis we decide to use an algorithmic model Random Forest for the software R 2.9.2. Our

results point out the dependence of the presence of rodents with introduced anthropogenic characteristics as roads, exotic vegetation and distance to village. Also we noticed some differences between the house mice and the rats in terms of abundance and selection of habitat.

We were able to identify different accessible colonies of Cory's Shearwater in the island, and monitor almost 200 nests, once a week, in eight different places of Corvo. We analysed and compared times of hatching, fledging, incubation period and breeding success, with other islands (Berlenga, Selvagem Grande and others from Azores, such as Graciosa) where Cory's shearwater reproduces, and finally we tried to understand which are the main causes of failure using the model Nest Survival for the program MARK. This program is an important ecological tool for testing different factors and the correlation between them that could influence the weekly nest survival. Also give us the weight of the model for explaining the data.

Our results point out the synchronization of times of hatching and fledging among the different places in the Atlantic, but there's a major difference in the hatching and fledging successes. Surprisingly the causes of failure don't seem to be related with rat abundance, as the majority of the studies point out, and the time with less survival probability seems to coincide with the first days after hatching when the chick is more vulnerable. Our assumption is that there is a third variable that wasn't account for, that is influencing the abundance of rats and the reproductive success of Cory's. This variable is the presence of cats.

The analyse of the Life Table demonstrate the big resilience in fluctuations of the population of Cory's Shearwater in Corvo Island, a characteristic of long lived species. We recommend that for the planning of the eradication protocol both cats and rats should be target of control at the same time, incorporate prioritary areas of control for rodents and to study more accurately the causes of fail that influences the seabirds success.

Keywords: *Cory's Shearwater, Corvo, nest survival, invasive species, rodents, cats*

CONTEÚDOS

INTRODUÇÃO	1
Relevância ecológica.....	1
Projecto LIFE+ Ilhas Santuário para as aves marinhas	2
Área de estudo	2
Biologia dos predadores introduzidos.....	4
Aves marinhas nidificantes – cagarro.....	7
Impacto dos predadores introduzidos nas aves marinhas.....	8
Objectivos.....	11
 METODOLOGIA.....	 12
I. Distribuição e índices de abundância de roedores	12
Análise dos dados	13
II. Monitorização dos ninhos de Cagarro e sucesso reprodutor	18
Análise dos dados	18
III. Impacto dos roedores nas aves marinhas.....	21
Análise dos dados	22
 RESULTADOS	 25
I. Distribuição e índices de abundância de roedores	25
II. Monitorização dos ninhos de Cagarro e sucesso reprodutor	34
III. Impacto dos roedores nas aves marinhas.....	40
 DISCUSSÃO	 45
 CONSIDERAÇÕES FINAIS	 53
 BIBLIOGRAFIA	 54
 ANEXOS.....	 64

LISTA DE TABELAS E DE FIGURAS

METODOLOGIA

<u>Tabelas</u>	Pág.
1: Habitats e <i>tracking tunnels</i> associados.....	14
2: Variáveis ambientais.....	15
3: Modelos para o programa <i>MARK</i>	23
 <u>Figuras</u>	
1: Esquema de um <i>tracking tunnel</i>	12

RESULTADOS

<u>Tabelas</u>	Pág.
4: Índices de abundância para ratos e murganhos nas duas épocas por linha.....	25
5: Locais de nidificação dos cagarros na ilha do Corvo.....	34
6: Características do período reprodutor dos cagarros na ilha do Corvo.....	36
7: Modelos testados no <i>MARK</i>	41
8: Resultados dos modelos testados no <i>MARK</i>	44
 <u>Figuras</u>	
2: Abundância de ratos e murganhos por local em Abril-Maio.....	26
3: Abundância de ratos e murganhos por local Setembro-Outubro.....	26
4: Importância das variáveis ambientais para a presença de ratos em Abril-Maio e Setembro-Outubro.....	28
5: Dependência parcial das variáveis ambientais na presença de ratos na época Abril-Maio.....	29
6: : Dependência parcial das variáveis ambientais na presença de ratos na época Setembro-Outubro.....	30
7: Importância das variáveis ambientais para a presença de murganhos em Abril-Maio e Setembro-Outubro.....	31

8: Dependência parcial das variáveis ambientais na presença de murganhos na época de Abril-Maio_____	32
9: Dependência parcial das variáveis ambientais na presença de murganhos na época Setembro-Outubro_____	33
10: Dados totais das monitorizações aos ninhos de cagarro_____	35
11: Fenologia das características do período reprodutor dos cagarro na ilha do Corvo_____	36
12: Número total de posturas por semana_____	37
13: Número total de crias que eclodiram por semana_____	38
14: Sucesso reprodutor e número de ninhos monitorizados por local_____	39
15: Ciclo de vida da populações de cagarro na ilha do Corvo_____	39
16: Função polinomial entre sucesso reprodutor e abundância dos ratos_____	42
17: Sucesso de eclosão e sucesso de saída do ninho de acordo com a abundância de ratos por local_____	43
18: Sucesso reprodutor ponderado semanal_____	43

ANEXOS

<u>Tabelas</u>	Pág.
9: Identificação das linhas e habitats dos <i>tracking tunnels</i> _____	Anexo 2(1) e 2(2)
10: Valores do “Mean decrease accuracy para as variáveis ambientais que afectam a distribuição dos ratos _____	Anexo 5
11: Valores do “Mean decrease accuracy” para as variáveis ambientais que afectam a distribuição dos ratos _____	Anexo 6
12: Comparações entre as fenologias do período reprodutor nas Selvagens, Berlengas e Açores (Klamp & Furness 1992)_____	Anexo 11
13: Modelos testados no <i>MARK</i> , tabela completa_____	Anexo 12
14: Matriz de Leslie _____	Anexo 13
<u>Figuras</u>	Pág.
19: Localização dos <i>tracking tunnels</i> na ilha do Corvo _____	Anexo 1
20 e 21: Pormenor dos <i>tracking tunnels</i> _____	Anexo 3

22, 23, 24 e 25: Tacking tunnel com pegadas e marcas deixadas por gatos, murganhos e ratos respectivamente.	Anexo 4
26: Localização dos ninhos de Cagarro na ilha do Corvo	Anexo 7
27: Ninhos de cagarro	Anexo 8
28: Adulto de cagarro dentro do ninho.	Anexo 8
29 e 30: Adulto e cria, cria no ninho respectivamente	Anexo 9
31, 32 e 33: Predação de adulto, ovo e cria, respectivamente.....	Anexo 10
34: Esquema exemplificativo do efeito da variável gatos	Anexo 14

INTRODUÇÃO

Esta tese de mestrado foi desenvolvida como parte integrante de algumas das acções do projecto LIFE+ “Ilhas santuário para as aves marinhas”, nomeadamente ao nível da análise da distribuição e abundância dos roedores introduzidos (ratos e murganhos) e monitorização da época reprodutora das populações de cagarro na Ilha do Corvo.

Relevância ecológica

As comunidades insulares começaram a despertar interesse para os naturalistas desde Darwin, como evidências para a origem derivativa das espécies. As ilhas oceânicas são habitats naturais de comunidades de plantas e animais com relativamente pequena diversificação, redes tróficas simples e altas taxas de endemismo (Chapuis *et al.* 1995). Em ecossistemas insulares, mais susceptíveis à entrada e naturalização de espécies invasoras, quando uma espécie é introduzida, accidental ou intencionalmente, as consequências podem ser devastadoras, sendo um dos principais factores de ameaça à Biodiversidade do planeta. De facto, a maior parte das extinções a nível mundial ocorreram ou estão a ocorrer em sistemas insulares. Por exemplo, desde o século XVII, 93% das 176 espécies ou subespécies de aves que foram consideradas extintas ocorreram em ilhas (King 1985). Neste sentido, a viabilidade das populações de aves marinhas nidificantes e coloniais encontra-se em risco a longo prazo, já que é apenas em ilhas e ilhéus, onde a fauna e flora nativas evoluiu sem a pressão de predadores e competidores naturais, que estas aves conseguem encontrar combinações de habitat óptimo e ausência de predadores (Ricklefs 1990) para se reproduzirem. A introdução de espécies exóticas é considerada umas das maiores causas de perturbação do ecossistema e perda de biodiversidade em ilhas (Moors & Atkinson 1984; Atkinson 1985; Williamson 1996) e tem causado enormes impactos para a agricultura, saúde pública, turismo e outras actividades económicas, actuando sinergisticamente com as alterações climáticas e redução das áreas geográficas de distribuição dos habitats naturais (Silva *et al.* 2008). No entanto entre todas as espécies exóticas é necessário averiguar quais as que adoptaram carácter invasor, quais as que serão possíveis de erradicar ou controlar e quais são as espécies consideradas prioritárias em termos de acções e medidas de controlo. Este tipo de estudos, nomeadamente ao nível da prevenção e erradicação, devem ser preferencialmente realizados em ilhas isoladas e de pequena dimensão (Angel *et al.* 2006).

O arquipélago dos Açores, sendo um grupo de nove ilhas especialmente isolado,

jovem e fruto de acontecimentos pré-históricos (glaciações, vulcões e sismos) apresenta uma baixa diversidade biológica, nomeadamente a nível da flora, quando comparado com os outros arquipélagos da macaronésia, sendo por isso muito susceptível à entrada e naturalização de espécies exóticas (Santos-Reis 1998). Além disso, é um arquipélago que fornece habitat de nidificação para muitas aves marinhas que se reproduzem em zonas muito restritas a nível mundial.

Projecto LIFE+ “Ilhas Santuário para as Aves Marinhas”

O projecto LIFE+, cuja área de intervenção é a ilha do Corvo e ilhéu de Vila Franca do Campo, pretende, a longo prazo, um aumento substancial em termos da distribuição e da densidade de aves marinhas consideradas prioritárias e que se reproduzem em zonas muito restritas a nível Europeu. Por outro lado, contribuirá para alcançar o objectivo de parar a perda de biodiversidade para 2010 e cumprir os objectivos de coesão da União Europeia no que respeita às regiões menos viáveis economicamente, como é o caso dos Açores, mais especificamente a ilha mais remota e menos habitada do arquipélago, a ilha do Corvo.

Das acções deste projecto destacam-se a análise da distribuição e abundância dos mamíferos exóticos na ilha do Corvo e ilhéu de Vila Franca; identificação de espécies e áreas utilizadas para a nidificação de aves marinhas bem como os impactos dos mamíferos introduzidos na fauna e flora nativas, iniciação da restauração de habitat para as aves marinhas em algumas áreas seleccionadas, nomeadamente por reflorestação com espécies de flora endémicas bem como promoção de acções de controlo de flora exótica. Além disso, pretende-se promover acções de educação ambiental e empreendedorismo que visam a conservação dos valores naturais da ilha. Um dos objectivos principais prende-se com a elaboração de um protocolo para controlo e futura erradicação dos predadores introduzidos em ilhas habitadas, o que torna este projecto pioneiro a nível europeu.

Área de estudo

A Ilha do Corvo, nos Açores está situada no extremo Noroeste do arquipélago, possui uma área de 17 km² e uma única povoação, a Vila do Corvo, com cerca de 400 habitantes. A nível da flora terrestre registam-se 95 endemismos, dos quais 59 são do arquipélago dos Açores, 19 da macaronésia e 17 da Europa. Em termos de artrópodes terrestres estão registados 24 endemismos dos Açores e seis da macaronésia. No grupo dos Moluscos, estão identificados cinco endemismos dos Açores e um da

macaronésia.

A ilha do Corvo possui 18 tipos de habitat natural abrangidos pelo Anexo I da Directiva Habitats, sendo quatro considerados prioritários. De entre estes habitats destacam-se as charnecas macaronésicas endémicas (4050), turfeiras (7110, 7130 e 91D0), enseadas e baías pouco profundas (1160), grutas marinhas submersas ou semi-submersas (8330), falésias com vegetação das costas macaronésicas (1250), vegetação vivaz das costas de calhaus rolados (1220) e recifes (1170).

Em termos de flora, salientam-se as espécies que caracterizam as florestas de Laurissilva macaronésica como pau-branco *Picconia azorica*, faia *Myrica faya*, urze *Erica azorica*, cedro-do-mato *Juniperus brevifolia*, vidália *Azorina vidalli*, entre outras.

No que diz respeito ao uso do solo, maioritariamente é utilizado para pastoreio de gado bovino o que restringiu as principais zonas arbóreas às ribeiras que abrigam espécies como o incenso *Pittosporum undulatum* (de carácter invasor) e a criptoméria *Criptomeria japonica*. Existem, actualmente, poucas zonas de vegetação natural característica da floresta de Laurissilva e a maioria são provenientes de antigas zona de pastagem em regeneração natural. Nas zonas de maior altitude (e.g. Caldeirão) ainda permanecem extensas áreas de turfeira, no entanto encontram-se em risco devido ao pastoreio e pisoteio do solo. As espécies do género *Sphagnum sp.*, que aqui se encontram, são importantes para a retenção de água na ilha e manutenção de lagos que abrigam algumas espécies de aves pouco comuns para a Europa (e.g. garças, patos, narcejas, galinholas e outras limícolas migradoras provenientes do continente americano).

Na ilha do Corvo, e à semelhança das outras ilhas do arquipélago, as principais ameaças à biodiversidade florística e biótopos naturais relacionam-se com as monoculturas para pastagem.

Cerca de 41% da área emersa da ilha está classificada sob as designações de sítio de importância comunitária e Zona Especial de Protecção no âmbito da rede Natura 2000 da União Europeia. Comporta ainda três zonas de protecção integral à apanha de lapas e uma reserva voluntária marinha, que embora não sendo de estatuto oficial, representa um bom exemplo do esforço da população para a conservação do património natural. No ano 2006 foi criado o Parque Natural Regional do Corvo, que inclui o Caldeirão e as falésias em terra, delimitado pelas coordenadas geográficas estabelecidas por Decreto Legislativo Regional (DRL nº56/2006/22 Dezembro) que integra nos seus limites a zona de reserva de Biosfera outorgado no ano 2007. A área total classificada como reserva da Biosfera da Ilha do Corvo é de 25.853ha.

O “Check List” das aves do arquipélago dos Açores (Le Grand 1983) refere 14 espécies nidificantes para a ilha do Corvo, das quais, oito são subespécies endémicas

dos Açores e uma é subespécie endémica da macaronésia.

As aves marinhas até agora identificadas que aqui se reproduzem são: cagarro *Calonectris diomedea borealis*, garajau-comum *Sterna paradisea*, garajau-rosado *Sterna dougalli*, estapagado *Puffinus puffinus* e frulho *Puffinis assimilis*. A nidificação de freira-do-bugio *Pterodroma feae*, roquinho *Oceanodroma castro* e roquinho-de-monteiro *Oceanodroma monteiri* (espécie recentemente descrita) encontra-se ainda por confirmar. Todas as aves da ilha do Corvo estão classificadas como prioritárias pelo Anexo I da directiva Aves.

Biologia dos roedores introduzidos

Na ilha do Corvo estão identificadas oito espécies de mamíferos (Mathias *et al.* 1998; ICN 1999)

- Roedores: rato-preto *Rattus rattus*, ratazana-castanha *Rattus norvegicus* e murganho *Mus musculus* (ICN 1999; Collares-Pereira *et al.* 2007)
- gato doméstico *Felis catus*
- cabras, ovelhas e vacas
- morcego-dos-Açores *Nyctalus azoreum* (não está confirmada ser esta a espécie residente no Corvo)

Com excepção da espécie endémica morcego-dos-Açores classificada como rara, todas as outras apresentam estatuto de não ameaçado. Sendo, na sua maioria, comensais em território continental, estas espécies viram aumentada a sua probabilidade de colonização e sucesso em meio insular, onde a ausência de predadores de médio e grande porte representa um factor decisivo (Santos-Reis 1998).

A introdução de roedores nas ilhas do Atlântico, nomeadamente no Corvo, foi mais ou menos recente, cerca de 400 anos para o Corvo, quando comparadas com o Mediterrâneo que datam de introduções de 2000 anos. Neste ponto é importante entender qual o efeito a longo prazo das espécies exóticas na comunidade nativa, tendo em conta as características da ilha bem como com o tempo de introdução dos roedores.

As três espécies de roedores cosmopolitas, rato-preto, ratazana-castanha e murganho, evoluíram provavelmente no continente Asiático, donde dispersaram associados a sistemas de transportes, e actualmente ocupam todas as partes do mundo (Buckle & Fenn 1992). Grande parte do êxito evolutivo dos roedores relaciona-se com as reduzidas dimensões da maioria dos indivíduos, possibilitando-lhes o acesso a fontes alimentares pouco exploradas por outros animais, a sua coloração

mimética, o que evita possíveis predadores (Mathias *et al.* 1998) e elevada fecundidade e posição nas cadeias tróficas (Mathias 1998), contribuindo para que atinjam números consideráveis, ameaçando a biodiversidade dos ecossistemas.

Rato-preto



Habitat: generalista, podendo ser encontrado desde o nível do mar até altitudes elevadas. Adapta-se facilmente a climas rigorosos onde ocupa firmemente um nicho rico em recursos alimentares, com poucos predadores e com competição interespecífica mínima (Pye *et al.* 1999). Segundo Mathias (1998) encontra-se mais frequentemente em áreas florestais ou agrícolas e evita biótopos muito húmidos sem cobertura arbustiva ou arbórea.

Área vital: varia de 0.5 a 1ha (Dowding & Murphy 1994). No Inverno, reduzindo-se o número de esconderijos habitáveis, as populações tendem a concentrar-se mais à volta das habitações humanas (Pye *et al.* 1999).

As populações de rato preto que vivem fora das zonas urbanas, normalmente apresentam ciclos de reprodução e abundância de população de acordo com os ciclos de colheitas. Foi verificado que consegue subsistir mais facilmente na ausência da ratazana-castanha revelando-se, por isso, fortes competidoras.

Ratazana-castanha



Habitat: ocupa preferencialmente zonas urbanas e normalmente encontra-se junto à água, onde se alimenta de restos de comida, sendo menos comum em áreas cultivadas.

Área vital: bastante variável. Um estudo nas ilhas Kapiti indicou áreas vitais na média dos 5.8ha (Bramley 1999).

A ratazana-castanha é uma espécie terrestre, escavadora e com pouca aptidão

para trepar. É potencialmente capaz de se reproduzir todo o ano em climas temperados quando há comida disponível, mas normalmente reproduz-se de Maio a Outubro (Innes *et al.* 2001).

Murganho



Habitat: ocorre com elevadas densidades em biótopos de marcada influência humana (Mathias 1998, Moreira 1987). No caso das populações que ocupam ilhas, devido à diminuição de potenciais predadores e competidores, o murganho coloniza também áreas naturais, como a floresta indígena, podendo atingir números igualmente consideráveis e propiciar impactos negativos a estes ecossistemas (Moreira 1987).

Área vital: constrói os seus ninhos perto das fontes alimentares e raramente se afasta mais de 10 metros das mesmas (King *et al.* 1996).

O murganho está listado como uma das cem piores espécies invasoras de todo o mundo (“One Hundred of the World’s Worst Invasive Alien Species”) pelo grupo de especialistas em espécies invasoras do IUCN (União Mundial de Conservação) (Lowe *et al.* 2000). O seu modo de reprodução está em muito relacionado com o elevado sucesso na colonização de ilhas. Num estudo na ilha MacQuarie em 1993, Pye verificou que a biologia reprodutora do murganho tinha uma base sazonal, na qual correspondia um período enastro de apenas 3 meses no Inverno. A reprodução inicia-se no início da Primavera e ocorre continuamente até finais do Outono, os machos são potencialmente capazes de se reproduzirem todo o ano. Nas populações selvagens a reprodução atinge o seu pico no Verão (Fitzgerald *et al.* 1981; Wilson *et al.* 2006) e tende a diminuir acentuadamente no fim do Outono e Inverno (Fitzgerald *et al.* 1981; Moreira 1987; Wilson *et al.* 2006).

O efeito destas três espécies de roedores nos biotas insulares tem sido severo e abrange diferentes níveis no ecossistema. Todos são omnívoros, predando aves, pequenos mamíferos, répteis, insectos, anfíbios e moluscos e consumindo uma grande variedade de espécies de flora. No entanto estas espécies diferem no que respeita a características comportamentais e portanto no seu potencial impacto ecológico. Apesar de pequeno, o murganho apresenta grandes densidades populacionais, a ratazana-castanha é grande e fossorial, com implicações a nível das

aves que nidificam no chão ou em buracos, ao passo que o rato preto é mais pequeno mas um trepador nato com implicações a nível dos ninhos em árvores.

Aves marinhas nidificantes – Cagarro

Os estudos que afectam o sucesso reprodutor nos Procelariformes têm produzido um elevado número de publicações mas cujas conclusões são surpreendentemente diversas para um grupo tão homogéneo, variando a nível da espécie e mesmo para a mesma espécie entre os diferentes estudos (Mougin 1998).

Uma das mais abundantes aves marinhas da ilha do Corvo é o cagarro *Calonectris diomedea borealis*, um dos maiores Procelariformes nidificantes do Atlântico Nordeste, essencialmente pelágico, que tolera ventos fortes e águas agitadas (Cramp & Simmons 1977). Existem três subespécies conhecidas (Warham 1990) a *C.d borealis* das ilhas da Macaronésia (Canárias, Madeira e Açores), *C.d. edwardsii* (Cabo Verde) e *C.d.diomedea* (Mediterrâneo) (Monteiro & Furness 1996). Nidifica em ilhas e ilhéus, originalmente isolados e livres de predadores terrestres, em fendas de escarpas, cavidades naturais no solo ou tocas de coelho. Em relação ao cagarro, as ilhas dos Açores abrigam 65-70% da população mundial (Monteiro *et al.* 1996) e uma das maiores populações do arquipélago (cerca de 30 mil indivíduos) é a do Corvo (Ramirez *et al.* 2008), no entanto nesta ilha as populações estão mal estudadas (Ramos *et al.* 1997).

A subespécie *C. d. borealis* está incluída no Anexo I da Directiva Aves e Convenção de Berna, e apresenta estatuto de conservação considerado vulnerável pelo IUCN.

Cagarro



Os cagarros têm uma esperança média de vida de 50-60 anos, passam 90% da sua vida no mar e só aos oito anos regressam para as colónias de nidificação onde permanecem 9 meses, desde finais de Fevereiro até finais de Outubro. A sua principal área pelágica durante o Inverno é a zona este da América do Sul (Monteiro & Furness 1996). Entre as aves marinhas que se reproduzem em colónias, o cagarro distingue-se pelo elevado grau de sincronização de certas actividades nos locais de nidificação (Hammer & Read 1987; Thibault *et al.* 1997).

As colónias mais estudadas pertencem às da Selvagem Grande, (Zino 1971; Zino *et al.* 1987) Berlenga (Granadeiro 1991), ilhéu da Praia, na Graciosa, onde está

apenas referido o período de postura (Monteiro *et al.* 1996) e ilhéu da Vila, Santa Maria. As fenologias apresentadas para os diferentes locais denotam uma sincronização entre e dentro de colónias, com as datas médias de postura entre final de Maio e o início de Junho, a eclosão em finais de Julho e a saída do ninho entre finais de Outubro e inícios de Novembro (Zino *et al.* 1987; Granadeiro 1991; Monteiro *et al.* 1996).

Após a chegada das aves aos locais de nidificação, a sua actividade reparte-se por um período diurno de alimentação no mar ou em terra a incubar o ovo e um período nocturno, onde estão em terra nos locais de cria e desenvolvem uma intensa actividade aérea e de vocalização. Ao entardecer reúnem-se em grande número no mar, perto das colónias. Sendo uma espécie gregária, as zonas onde nidifica são densamente povoadas e cada fêmea adulta põe um único ovo, aparentemente sem capacidade de reposição nos casos de perda accidental (Cramp & Simmons 1977). É uma espécie monogâmica em que evidências da estrutura genética das populações de cagarro demonstraram que não existe fertilização extra-par, confirmando que o sistema genético coincide com o social que tem sido observado na espécie (Rabouam *et al.* 1999). Os principais factores de ameaça relacionam-se com poluição, nas zonas de alimentação no mar e locais de nidificação, e predadores, por competição por alimento perturbação e/ou predação de ovos e crias. A informação que existe da localização e abundância de cagarro é limitada e encontra-se desactualizada, sendo que o último censo realizado em 1996 contabilizou cerca de 403 920 indivíduos (Almeida *et al.* 2005).

Impactos dos predadores introduzidos nas aves marinhas

Os impactos dos predadores introduzidos nas aves marinhas estão relacionados com alterações no seu uso do habitat e sucesso reprodutor que por sua vez está parcialmente dependente da distribuição e comportamento do predador (Lahti 2001). Os ratos têm sido dos predadores introduzidos com maior sucesso nas ilhas oceânicas pelos humanos e o seu impacto, especialmente ao nível de aves com estratégias reprodutivas do tipo colonial, tem sido enorme (Moors & Atkinson 1984).

Antes de ser colonizada, a ilha do Corvo, abrigava milhões de aves marinhas que actualmente viram reduzido o seu habitat de nidificação e aumento do insucesso reprodutor. As espécies introduzidas há cerca de 400-500 anos, como os gatos, ratos e murganhos podem ter influência na viabilidade das populações naturais e endémicas da ilha do Corvo, biodiversidade de aves e a sua restrição para habitats sub-óptimos. A predação de aves por mamíferos introduzidos é um fenómeno que levou já várias

espécies à extinção e ao declínio populacional de outras (Atkinson 1985), nomeadamente as espécies antropogénicas representam uma das maiores causas de extinções em ilhas (Clout & Veitch 2003).

Segundo a Birdlife Internacional (2004), 25% das aves ameaçadas em todo o mundo são afectadas por predadores introduzidos. Diversos estudos começaram a ser desenvolvidos nos anos 80 até à actualidade¹, e comprovaram já a forte influência que a predação de ninhos exerce no sucesso reprodutivo das comunidades de aves. Por exemplo, na Nova Zelândia, o rato preto causou graves danos a algumas populações de aves florestais, como foi o caso dos passeriformes *Anthornis melanura*, *Petroica australis* e *Philesturnus carunculatus*, que sofreram um rápido declínio populacional (Atkinson 1985). Wilson *et al.* (2006) afirmam que os predadores introduzidos tiveram um papel determinante no declínio populacional da espécie *Nestor meridionalis*, papagaio endémico da Nova Zelândia, havendo o risco de virem mesmo a causar a sua extinção, caso não haja controlo das populações. Também Innes *et al.* (2001) verificou que a predação é a causa primária do declínio continuado da população do passeriforme *Callaeas cinerea wilsoni* em florestas primárias de North Island, na Nova Zelândia. Os resultados de um estudo acerca da predação de ninhos de *Apus pallidus*, realizado em ilhas mediterrânicas, sugerem igualmente que os ratos influenciam fortemente a diversidade local das comunidades de aves e a distribuição de muitas espécies. Em diferentes ordens de aves (anseriformes, ciconiiformes, galliformes, passeriformes, tinamiformes, etc.) o sucesso reprodutivo é fortemente influenciado pela predação e tem o potencial de afectar fortemente a taxa de crescimento populacional (Sæther and Bakke, 2000 *in* Stephens *et al.* 2003). Outro exemplo, a *Halobaena caerulea* (criticamente em perigo pelo IUCN) desapareceu da Ilha Macquarie, no Oceano Pacífico, devido principalmente à predação por ratos e a sua zona de nidificação está actualmente reduzida a ilhéus ao largo da ilha, onde os ratos não chegam. Outras aves marinhas são também afectadas pelos ratos, devido à sua perturbação nas zonas de nidificação causando o abandono prematuro dos ninhos (Angel *et al.* 2006) e consequentemente o colapso reprodutor das populações de aves marinhas.

O carácter generalista associado à facilidade em aceder a ninhos muitas vezes inacessíveis a gatos, permitiram aos ratos, após a sua introdução, explorar as aves marinhas como um novo recurso alimentar, ovos, crias e mesmo adultos. Outra das

¹ Wilcove 1985, Pierce 1986, Small & Hunter 1988, Major 1991, Andren 1992, Sieving 1992, Vickery *et al.* 1992, Laurance *et al.* 1993, Rudnicki & Hunter 1993, Major *et al.* 1994, Bosque & Bosque 1995, Haskell 1995, Penloup *et al.* 1997, Wilson *et al.* 1997, Hernandez *et al.* 1999, Innes *et al.* 1999, Martin & Joron 2003 e Thompson III & Burhans 2003 *in* Sanches 2008

razões relaciona-se com o facto de muitas espécies de aves marinhas terem evoluído em áreas às quais os mamíferos tinham acesso limitado ou mesmo nulo (ilhas oceânicas, falésias inacessíveis) daí não possuem quaisquer adaptações comportamentais ou ecológicas que permitam a sua coexistência com predadores introduzidos nem com a perturbação do seu habitat de nidificação, tornando-as especialmente vulneráveis a introduções de mamíferos em ilhas. Na ilha de Lord Howe, em 1918, e no espaço de uma década, mais de 40% de espécies de aves terrestres foram extinguidas depois da invasão por rato-preto (Lack 1968; Burger & Gochfeld 1994).

Na Ilha do Corvo os gatos foram introduzidos como animais de companhia e com o intuito de controlar as populações de ratos da ilha. Consequentemente, esta questão deve ser tida em consideração quando se aborda a diminuição do sucesso reprodutor das aves marinhas, podendo estas aves sofrerem um impacto substancial derivado da pressão exercida por parte dos gatos. Segundo Paton (1991 e 1994) os gatos podem influir directamente nos números de crias que eclodem anualmente; inclusivamente, na cidade de Adelaide, Austrália, os gatos foram responsáveis pela predação de cerca de 50% das populações de aves nativas, nomeadamente nos juvenis recentemente eclodidos e incidu também nos roedores introduzidos como o rato-preto e o murganho. Outro estudo realizado por Anon (1994) em sete cidades Australianas, indicou que, para a maioria dos gatos, os roedores introduzidos constituíam a maioria das espécies predadas.

Os estudos na Austrália são suportados e amplificados pelos trabalhos realizados neste âmbito na América do Norte e Europa, em que os gatos domésticos e assilvestrados usualmente preferem pequenos mamíferos, aves e lagartos, especialmente as presas que têm pesos inferiores a 100g. A preferência por presas de pequeno porte foi também confirmada num estudo de Childs (1986), na zona urbana de Baltimore. A nível individual, alguns gatos assilvestrados introduzidos nas ilhas especializaram-se em capturar espécies particulares e normalmente não habituais, a maioria destas constitui aves e mamíferos terrestres. Na ilha Marion os procelariformes constituem a maioria das presas, em particular os juvenis que são directamente removidos dos ninhos (Bradshaw 1992).

Objectivos

De acordo com as acções do projecto LIFE+ “Ilhas Santuário para as Aves Marinhas” no Corvo e Vila Franca, e dada a relevância ecológica do estudo do impacto dos mamíferos introduzidos em ilhas na viabilidade das aves, os objectivos propostos para esta tese relacionam-se com três capítulos gerais e as questões que se pretende responder para cada um são apresentadas em seguida:

I. Distribuição de roedores nos diferentes habitats e análise das variáveis que explicam a sua distribuição.

Quais os índices de abundância dos ratos e murganhos nas áreas de estudo?

Qual o efeito da época nos índices de abundância?

Que variáveis ambientais podem influir na distribuição dos ratos e murganhos na ilha do Corvo?

Nova identificação de habitats para a ilha do Corvo.

II. Monitorização da época reprodutora dos cagarros e análise do sucesso reprodutor

Serão as datas de postura, eclosão e o sucesso reprodutor dos cagarros na ilha do Corvo semelhantes às das restantes ilhas da macaronésia?

Será o sucesso reprodutor concomitante com a viabilidade das populações de cagarros na ilha do Corvo?

III. Identificar causas de falha nas fases de ovo e cria e perceber qual o impacto dos roedores na época reprodutora.

Será que uma redução na população de ratos resultará numa tendência populacional positiva ou o sucesso reprodutor está relacionado com outras razões ?

Há alguma relação entre taxas de sobrevivência de ovos e crias e a abundância de roedores?

Quais os estádios que mais influenciam o sucesso reprodutor?

Haverá alguma relação entre as medidas do ninho e o sucesso reprodutor do mesmo?

Terão os gatos impacto no sucesso reprodutor dos ninhos?

A metodologia que se segue é apresentada segundo a mesma linha dos capítulos e objectivos específicos para cada um.

METODOLOGIA

I. Distribuição de roedores nos diferentes habitats e análise das variáveis que explicam a sua distribuição

O desenho experimental para o cálculo da abundância de roedores baseou-se na instalação de 22 linhas de tracking tunnels, num total de 110 armadilhas, distribuídas por toda a ilha, de acordo com a identificação dos habitats realizada no início de Abril (Tabela 1 e Anexo 1). Este tipo de metodologia tem sido largamente utilizado (Ilhas Falkland, Maui no Hawaii e em alguns lugares na Nova Zelândia) para monitorizar a abundância de pequenos mamíferos, sendo uma forma bastante eficaz a nível de custo e facilidade.

Cada linha utilizada foi composta por cinco tracking tunnels, espaçados 50 m (adaptada de Cooper & Crossland 2007) entre si e 100 m no mínimo entre linhas (Brown et al. 1996) (Anexo 2.1 e 2.2). As armadilhas foram colocadas 7 dias in situ para habituação dos animais e um dia de iscagem após este período. Para isco foi utilizado manteiga de amendoim, considerada alimentícia e olfactivamente atractiva (Mira 1990 in Marques 1997). Os tracking tunnels utilizados foram essencialmente compostos por túneis de polietileno rectangulares desenhados para permitir a passagem dos animais sem qualquer forma de captura (Anexo 3). No centro do tracking tunnel foi colocada uma esponja embebida em corante alimentar, e nas extremidades duas folhas de papel branco presas com elásticos nas extremidades (Figura 1). No dia seguinte as folhas foram recolhidas e identificadas as pegadas dos murganhos e dos ratos.

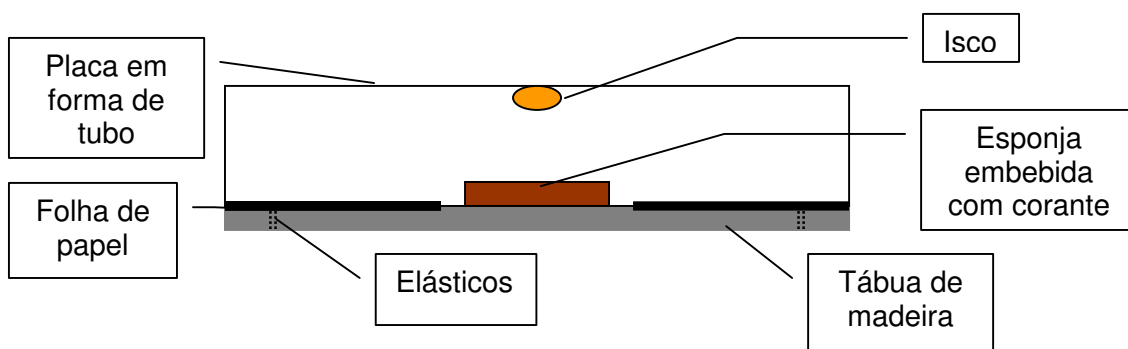


Figura 1: Esquema exemplificativo da montagem de um *tracking tunnel* para iscagem.

Foram realizadas duas amostragens uma em Abril-Maio e outra Setembro-Outubro. A primeira amostragem pretende reflectir uma baixa disponibilidade alimentar já que é o final do Inverno e o início da época reprodutora dos cagarros e a segunda amostragem, final do Verão, maior disponibilidade alimentar e sobrepõe-se ainda ao final da época reprodutora dos cagarros.

É de referir que, na monitorização de roedores e mustelídeos, o método dos túneis é apenas uma medida da sua actividade, fornecendo-nos um índice de abundância relativa, e não uma medida directa da densidade populacional (Gillies & Williams 2002).

Análise dos dados

A identificação das marcas das diferentes espécies foi auxiliada pelo guia: “A short guide for identifying footprints on tracking tunnel papers” de Gillies & Williams (2002). Os dados para as duas espécies de ratos foram tratados em conjunto já que não é possível distinguir as pegadas.

O índice de pegadas para a abundância relativa de roedores foi expresso em percentagem média de túneis marcados por linha. Os dados foram inseridos e tratados em Microsoft Excel, numa cópia da folha de dados usada pelo Departamento de Conservação da Nova Zelândia ([dmc://HAMRO-53370/](https://www.doc.govt.nz/assets/Download-Forms/HAMRO-53370/)), que calcula a taxa percentual média (TPM) de pegadas por linha e para cada espécie (ratos e murganhos) da seguinte forma:

$$\square \frac{\text{Somatório linhas (Túneis com pegadas)} \times 100}{\text{Nº total de linhas}}$$

Para o cálculo da média da espécie por linha:

$$\square \frac{\text{Número de presenças na linha(rato ou murganho)}}{5 \text{ (total de túneis em cada linha)}} \times 100$$

Realizaram-se estes cálculos para as duas épocas de amostragem, uma para Abril-Maio e outra em Setembro-Outubro.

Após reconhecimento local os diferentes habitats da ilha foram identificados por análise visual e divisão em unidades coerentes e a cada um atribuído um código identificativo (Tabela 1). Em cada habitat foi instalado um número variável de *tracking*

tunnels, dependente da homogeneidade do local e dimensão das áreas de habitat contínuo (Anexo 2.1 e 2.2).

Tabela 1. Identificação de habitats da ilha do Corvo, número de túneis associado e número da linhas correspondente (Total de 110 túneis, 22 linhas em 10 habitats).

Habitat	Descrição	Nº de <i>Tracking</i> <i>tunnels</i>	Linha
Hortas muradas (MH1)	Localizam-se ao nível do mar e correspondem a campos murados de hortícolas e cereais	10	1 e 15
Tamarix (MH2)	Zonas abandonadas com espécies exóticas. São zonas de terrenos incultos perto da falésia e expostas ao mar	10	2 e 16
Fajã Rochosa (MH3)	Ao nível do mar, zona de calhau rolado com espécies do intertidal. Perto do porto de embarque	10	3 e 4
Ribeira (MH4)	Ribeiras onde se mantêm espécies arbóreas principalmente de criptomeria e incenso. O caudal enche no inverno	10	5 e 9
Pasto Murado (MH5)	Zonas privadas delimitadas por muros de pedra com erva de pasto para vacas	20	6, 7, 8 e 14
Urze (MH6)	Zonas de vegetação endémica maioritariamente constituídas por urze	10	10 e 11
Pasto com Urze (MH7)	Área de pasto abandonadas em regeneração natural onde ocorrem algumas espécies endémicas como o cedro do mato e a urze	5	12
Arbóreo (MH8)	Zonas de vegetação arbórea sem águas interiores	15	13, 21 e 22
Canas (MH9)	Zona perto da estrada com <i>Arundo donax</i>	10	17 e 18
Caldeira (MH10)	Zona de maior altitude da ilha, com zonas de turfeira, lagoas e erva de pasto utilizada como baldio	10	19 e 20

O cálculo dos índices de abundância de roedores por habitat foi efectuado de acordo com a seguinte fórmula:

$$\square \frac{\text{Nº de tracking tunnels com presença de roedores (ratos ou murganho)}}{\text{Nº total de tracking tunnels do habitat}} \times 100$$

Procedeu-se à representação gráfica, em Microsoft Excel, da percentagem de pegadas de roedores para cada habitat nas duas épocas.

Efeito da época na abundância de roedores

Foi testado se existiriam diferenças significativas entre os meses de Abril-Maio e Setembro-Outubro na abundância de ratos e murganhos, por meio do teste t, amostras emparelhadas, IC=95%. Esta análise foi realizada com recurso ao R 2.9.2 (R Development Core Team 2009).

Variáveis ambientais que influem na distribuição dos ratos e murganhos

Além dos tipos de habitat, consideraram-se outros factores que, em alguma medida, poderiam influir na abundância dos roedores, registando-se a presença das seguintes variáveis ambientais, num raio de 10 m para cada túnel:

Tabela 2: Lista de variáveis ambientais consideradas na análise.

Variáveis ambientais	Código
Muro	M
Rochas	R
Lixo	L
Altitude até 100m	A100
Altitude até 300m	A300
Altitude até 500m	A500
Água nas imediações	A
Espécies de fruto comestíveis	C
Espécies endémicas	ED
Espécies Exóticas	EX
Distância à vila	DISTVIL
Distância à estrada mais próxima	DISTROAD

A quantificação da importância das variáveis foi feita recorrendo ao software R 2.9.2 (R Development Core Team 2009) pela análise da média de precisão do *package* Random Forest (adiante referido como RF) (Liaw & Wiener 2002).

O RF consiste num elevado número de “árvores” aleatoriamente construídas, cada uma referente a uma classe (Breiman 2001). Cada árvore é construída usando uma amostra *bootstrap* e variáveis aleatoriamente seleccionadas para dividir da melhor forma cada nó. Os modelos algorítmicos, como o RF, apresentam vantagens em relação aos modelos de dados, pois fornecem uma maior precisão, ou seja menor erro, e melhor informação a nível dos mecanismos subjacentes aos dados (Breiman 2001), além disso pode incluir inúmeras variáveis e quantificar a sua importância. Optou-se por este tipo de análise, em vez dos convencionais métodos de regressão logística, pois o número de variáveis em questão era muito elevado e como tal os métodos convencionais de análise estatística não teriam potencialidade para prever de forma segura a distribuição da presença de ratos (Oppel, comun.pess).

Deste modo, fez-se uma matriz de 23 (habitats + variáveis ambientais) por 110 (túneis), com a presença/ausência de ratos. Realizou-se o mesmo tipo de matriz com a presença/ausência de murganhos.

Em relação à análise da média de precisão pelo método RF, para aceder à importância de cada uma das variáveis preditivas, os valores da variável em questão são permutados aleatoriamente com as observações *outlier*, e depois os dados dos *outliers* são corridos nas árvores para obter novas predições. A diferença entre as duas predições, ou seja entre as dos dados outliers modificados e os originais, divididos pelo erro padrão, é a medida de importância da variável (Cutler *et al.* 2007). As variáveis ambientais mais importantes e que foram expressas graficamente recorrendo ao R 2.9.2 são aquelas cujo valor da divisão da média de precisão da variável pela da variável mais elevada foram maiores que 0.7.

Para a representação gráfica utilizou-se gráficos de dependência parcial (Hastie *et al.* 2001) que podem ser utilizados para caracterizar graficamente as relações entre variáveis individuais ambientais e probabilidades previstas de presença da espécie obtidas pelo RF. As probabilidades (eixo do y) foram transformadas de forma a remover restrições a nível da amplitude (já que as classificações são binárias) e a transformação é modelada como uma função linear das covariáveis: transformação logit. Deste modo quando as probabilidades se aproximam de zero o logit aproxima-se de (-) e no outro extremo quando a probabilidade de aproxima de 1 o logit tende para (+) e quando a probabilidade é de 0.5 então o logit é 0.

Nova identificação de habitats

Apesar de não ter sido considerado no estudo fez-se uma análise de fotografias aéreas para uma melhor definição dos tipos de habitat existentes no Corvo, com recurso ao programa ArcGis e carta militar do Corvo UTM 25N. Esta análise possibilitará mais tarde uma extrapolação dos dados obtidos, conferindo uma maior importância a este trabalho e resultando numa aplicação imediata do mesmo.

II. Monitorização da época reprodutora dos cagarros e análise do sucesso reprodutor

Identificação e delimitação dos locais de nidificação de cagarros acessíveis da ilha:

Foram realizadas escutas nocturnas no período de (Abril-Maio) para identificação de áreas de prospecção de aves adultas, para posterior procura nos lugares acessíveis da ilha.

Definiu-se *a priori* que a presença de adulto/casal ou, no caso de não ser visível, o seu canto característico no ninho e penas e/ou dejectos à entrada de uma cavidade adequada constituiria um ninho potencial a ser utilizado na época reprodutora de 2009. Todos os ninhos encontrados foram marcados com GPS e numerados de forma visível perto da entrada do ninho com spray acrílico para facilitar a sua identificação. Tentou obter-se uma amostra de cerca de 150 a 200 ninhos (Ver Anexo 7).

Depois de numerados os ninhos e divididos em áreas de amostragem, cada zona foi verificada uma vez por semana, desde 25 de Maio a 16 de Outubro. Neste período foram efectuadas 21 monitorizações completas a todas as áreas. Nos 8 locais identificados, em cada monitorização semanal foi registada a presença de adulto, ovo ou cria, e no caso de falha, sempre que possível, foram apuradas as causas através dos sinais presentes no local. Foi classificado como predação: - ovo - pedaços de casca dentro ou à porta do ninho; - cria - desaparecimento da cria, ou morta dentro/porta do ninho (Igual *et al.* 2006). O número de causas naturais foi considerado insignificante, apenas dois ninhos com ovos abandonados. Apesar de se terem instalado duas câmaras com infravermelhos e detecção de movimento em dois ninhos escolhidos aleatoriamente, não foram obtidas imagens de predação.

Análise dos dados

Para os ninhos ocupados em que se verificou postura, foram registados os seguintes parâmetros e os cálculos realizados numa folha de cálculo do Microsoft Excel.

Data de postura – data média em que foi colocado o ovo

Período médio de incubação – número médio de dias desde que foi colocado o ovo até à eclosão da cria

Data de eclosão – data média do nascimento da cria

Data de saída do ninho – data média de saída do ninho

Sucesso reprodutor –

O sucesso reprodutor que se considera o estudo da sobrevivência do ninho (“nest survival”) é uma componente crítica no estudo da época reprodutora das aves e é definido como a proporção de ninhos que obtiveram sucesso numa amostra. Muitas vezes está positivamente enviesada relativamente à verdadeira “nest survival” devido às perdas iniciais nas fases iniciais da incubação (Mayfield 1961). Assim para uma correcta obtenção do “nest survival” é necessário seguir o ninho logo desde o primeiro dia de incubação.

Para o cálculo do sucesso reprodutor, utilizou-se o modelo de Mayfield modificado de acordo com a fórmula:

$$\square \frac{\text{Nº de ninhos cujo juvenil foi criado com sucesso}}{\text{Nº total de ninhos com postura}}$$

que pode ser expresso em percentagem.

No caso dos cagarros o sucesso reprodutor está dependente de dois períodos: o de incubação e o de alimentação da cria. Um dos problemas com este cálculo é que parte-se do pressuposto que a “nest survival” diária, neste caso semanal, é constante no tempo e que a data de falha (ovo/cria) é conhecida com exactidão (Dinsmore *et al.* 2002), daí, para ultrapassar esta limitação, no capítulo III, utilizámos outra forma para o cálculo do “nest survival”, através do programa MARK.

Analisou-se também o sucesso de eclosão, que corresponde à proporção de ovos que eclodiram com sucesso, e sucesso de saída de crias dos ninhos – proporção de crias que saíram do ninho em relação ao número de ovos que eclodiram.

Tendência populacional das populações de cagarros

Para a análise da tendência populacional para os cagarros na ilha do Corvo utilizaram-se os seguintes parâmetros populacionais, em que o sucesso reprodutor é o verificado na ilha do Corvo e a sobrevivência do adulto da espécie *Calonectris diomedea borealis* na Selvagem Grande, já que é das colónias de cagarros que é seguida há mais tempo e da qual se dispõe de dados demográficos correctos. Os outros parâmetros são da subespécie *Calonectris diomedea diomedea*, obtidos através do contacto com um investigador do RSPB (*Royal Society for the Protection of Birds*) que foram considerados válidos e bastante aproximados aos reais para a subespécie Atlântica em estudo.

- Sucesso reprodutor : método de Mayfield (Corvo 2009)
- Sobrevivência do adulto: 0.92 (Mougin 1998)
- Sobrevivência do Juvenil (0-3 anos): 0.75 (Geoff, RSPB)
- Sobrevivência de imaturo (3-6 anos): 0.905 (Geoff, RSPB)
- Proporção de reprodutores com 4 anos: 0.04 (Geoff, RSPB)
- Proporção de reprodutores com 5 anos: 0.08 (Geoff, RSPB)
- Proporção de reprodutores com 6 anos: 0.4 (Geoff, RSPB)
- Proporção de reprodutores com 7 anos: 0.68 (Geoff, RSPB)
- Proporção de reprodutores com 8 anos: 0.88 (Geoff, RSPB)
- Proporção de reprodutores com +8 anos: 0.96 (Geoff, RSPB)

A tabela de vida foi realizada recorrendo ao pacote poptools do Microsoft Excel, com base na matriz de Leslie construída com os dados anteriores.

III. Impacto dos roedores na época reprodutora

Dinsmore *et al.* (2002) desenvolveu um modelo para o “nest survival” para o programa MARK (White & Burnham 1999), que é basicamente uma generalização do estimador de Bart & Robson (1982), que permite ao utilizador desenvolver modelos sobre os dados originais e rigorosamente avaliar o seu suporte usando “Akaike’s information criterion” (AIC). Este programa permite ao utilizador avaliar a importância de factores ambientais que influenciam o “nest survival”, podendo incluir covariantes individuais e de grupo, específicas do tempo. Aqui, a sobrevivência de um ninho refere-se à probabilidade de um ninho sobreviver um intervalo de tempo específico, normalmente um dia, mas para o nosso caso uma semana.

Os pressupostos do modelo “nest survival” do MARK são: (1) aos ninhos pode-se atribuir uma idade correcta quando são encontrados; (2) o destino dos ninhos é correctamente determinado, 1=sucesso/0=insucesso; (3) a descoberta do ninho e as monitorizações não influenciam a sobrevivência; (4) o destino dos ninhos é independente; e (5) as taxas diárias da sobrevivência do ninho são homogéneas. (Dinsmore *et al.* 2002)

O tipo de ficheiro que vai ser analisado tem de começar com: “Nest Survival Group=1”, seguido dos dados dos ninhos para este grupo. A cada ninho estão associados 5 valores: (1) o dia em que o ninho foi encontrado, (2) o último dia em que o ninho foi verificado vivo, (3) o último dia em que o ninho foi verificado, (4) o destino do ninho (0=sucesso /1=predado) e (5) o número (frequência) de ninhos com esta história. Depois destas informação podem adicionar-se covariáveis individuais.

O programa, utiliza estas informações para gerar uma história de encontros para cada ninho no formato vivo/morto. As histórias de encontro, que são reunidas em grupos, podem também incluir as covariáveis que são consideradas na matriz. (White & Burnham 1999). O número de ocasiões para o modelo do “nest survival” é o número total de dias (no nosso caso semanas) que os ninhos foram vistos.

Análise de dados

Sucesso reprodutor e abundância de ratos

Nesse sentido para a construção da matriz foi definido que a semana 1 foi a de 26 de Maio, o número de histórias de encontro eram 21 e duas covariáveis: a abundância dos ratos, uma em Abril e outra em Setembro para cada ninho de acordo com os resultados obtidos no capítulo I. Sendo que só foram consideradas as linhas de túneis que se encontravam nas zonas identificadas com ninhos de cagarro.

Para ninhos que obtiveram sucesso (destino=0) o último dia em que o ninho foi visto vivo e o último dia em que foi verificado devem ser sempre iguais, e para ninhos que não obtiveram sucesso (destino=1) o último dia em que o ninho foi visto vivo deve ser menor ao último dia em que foi verificado. Para o modelo do “nest survival”, cada dia/semana em que o ninho sobrevive contribui com um grau de liberdade para o cálculo do AICc.

Avaliámos as diferentes probabilidades de sobrevivência dos ninhos considerando diferentes factores de possível importância ecológica:

- ❑ Initiation: a idade do ninho quando foi encontrado em relação ao primeiro ninho
- ❑ Age: a altura em que foi colocado o ovo
- ❑ Stage: o estado de cada ninho, 0 (estádio de ovo) c7, c8, c9, c10, c11, c12 e c13 idade da cria nas primeiras semanas e 1(cria prestes a sair do ninho)
- ❑ Rat_april: abundância de ratos em Abril-Maio para as diferentes zonas de ninho
- ❑ Rat_sept: abundância de ratos em Setembro-Outubro

Considerámos a hipótese de que a sobrevivência do ninho diminuía com o aumento da abundância de ratos, por outro lado considerámos que ninhos mais velhos teriam maior probabilidade de sobrevivência.

Os modelos apresentados na tabela 3 foram testados no programa MARK secção “nest survival”.

Tabela 3: Modelos testados no programa MARK

Modelo	Observações
/control/	apenas tem em conta a variação do tempo
/rat/	efeito dos ratos
/initiation/	idade do ninho quando encontrado
/age/	data de postura
/stage + rat/	
/initiation + age + stage/	
/age + stage + rat + age*stage/	* corresponde à interacção entre as duas variáveis
/initiation + stage + age + rat/	
/stage + rat + rat*stage/	
/initiation + age + stage + rat + rat*age*stage/	único com interacção entre três variáveis
/initiation + age + stage + rat + rat*stage/	
/initiation + age + stage + age*stage/	

Avaliámos os modelos usando o AIC corrigido com o c-hat do modelo com mais parâmetros. A variação entre os AIC com o do modelo com menor AIC (deltaAIC) permitem uma rápida comparação e atribuição de importância aos modelos. O modelo com deltaAIC igual a zero é o melhor dos modelos candidatos, segundo os dados. Os pesos dos AIC (Burnham & Anderson, 1998) fornecem a percentagem de variação nos dados que é explicada pelo modelo.

Para a obtenção do “nest survival” total, considera-se a média ponderada da sobrevivência semanal de todos os modelos. O produto de cada uma das semanas dá-nos a medida do sucesso reprodutor (Buckland *et al.* 1997). A principal diferença entre este cálculo a partir do MARK em relação ao do estimador de Mayfield é que se pode considerar que as taxas de sobrevivência não são constantes no tempo.

Avaliou-se os estimadores beta para perceber as relações entre as covariáveis e a sobrevivência semanal do ninho. Os modelos de topo foram expressos em gráficos recorrendo-se a uma folha de cálculo do Microsoft Excel.

Avaliação da influência das dimensões do ninho

Nos ninhos em que efectivamente houve postura foram medidos o diâmetro da entrada e a distância da entrada à câmara do ninho. Estas variáveis foram comparadas, por meio de um teste Wilcoxon (IC= 95%; n=182) para os ninhos que tiveram sucesso e os que não tiveram sucesso, à semelhança de um estudo realizado por Ramos *et al.* (1997), por forma a determinar a influência destes factores no sucesso reprodutor dos casais presentes. A hipótese nula foi que quanto maiores as dimensões do ninho maior a probabilidade de ser predado devido à maior acessibilidade à cria/ovo. Para este cálculo recorreu-se ao programa R 2.9.2.

RESULTADOS

I. Distribuição de roedores nos diferentes habitats e análise das variáveis que explicam a sua distribuição

Foram identificados três tipos de pegadas correspondendo estas a ratos (*Rattus* sp.), murganhos e gatos (Anexo 4). Os murganhos foram identificados na maioria das áreas de estudo para as duas épocas, enquanto que os ratos para a primeira época obteve-se um índice de abundância relativamente inferior ao da segunda época e menos tipos de habitat ocupados no geral. A presença de gatos foi quase nula, registando-se apenas três presenças, daí não ter sido considerada no estudo.

Os cálculos das percentagens dos índices de abundância de murganhos e ratos ao nível da linha, para as duas épocas, estão expressos na tabela 4.

Tabela 4: Resultados das percentagens das 22 linhas obtidas para murganhos e ratos

	Abril – Maio		Setembro - Outubro	
Número de linhas	22		22	
Média de murganhos por linha (%)	50.91	+/- 6.41 (DevPad)	43.18	+/- 6.36 (DevPad)
% de linhas com presença de murganhos	90.91		86.36	
média de ratos por linha (%)	16.36	+/- 5.20 (DevPad)	40.23	+/- 6.67 (DevPad)
% de linhas com presença de ratos	50.00		77.27	

Em termos percentuais cerca de 50% dos túneis em cada linha registam presenças de murganhos e a maioria das linhas (90 e 86%) apresentam pelo menos uma presença. Para os murganhos as percentagens são semelhantes nas duas épocas. Em relação aos ratos apenas 16% dos túneis registam presenças ao nível da linha e verifica-se uma variação em cerca de 25% para a segunda época. A percentagem de linhas com presença é de 50% para a primeira época, ou seja 11 linhas com pelo menos uma presença e para a segunda época observa-se um aumento das linhas com presença, em cerca de 30%. Deste modo, em relação ao efeito da época na abundância de roedores, os murganhos tiveram um p-value= 0.32, portanto não significativo. No entanto para os ratos o p-value foi de 0.0003 o que

revela uma diferença significativa entre as duas épocas, sendo que a presença de ratos na segunda época é duas vezes superior à verificada para a primeira época.

Em relação aos índices de abundância de ratos e murganhos por habitat estão expressos nas Figuras 1 e 2 relativamente às duas épocas.

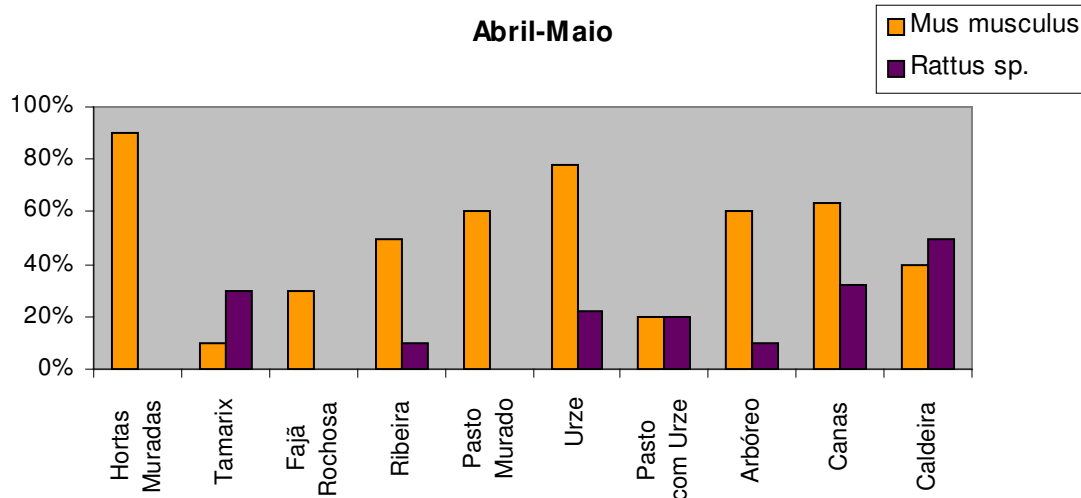


Figura 2: Índices de abundância de ratos e murganhos nos diferentes habitat da ilha do Corvo na primeira amostragem realizada em Abril e Maio.

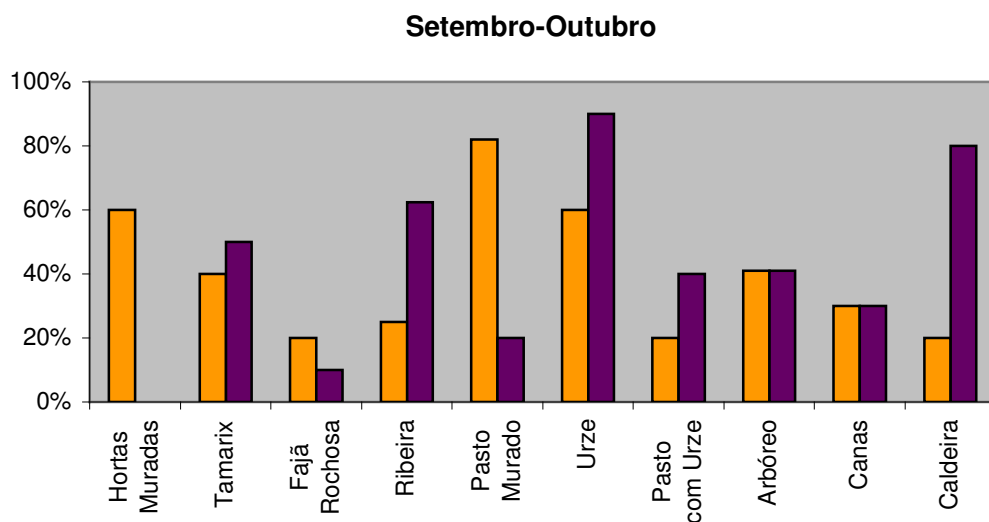


Figura 3: Índices de abundância de ratos e murganhos nos diferentes habitat da ilha do Corvo na segunda amostragem realizada em Setembro e Outubro.

Verifica-se que os murganhos apresentam índices de abundância superiores aos dos ratos no geral na maioria dos habitats, principalmente na primeira amostragem.

Para os murganhos os maiores índices de abundância verificaram-se nos habitats das hortas muradas, pasto murado e zonas com urze, enquanto que os ratos aparecem em habitats com árvores, como é o caso do *Tamarix sp.*, ribeiras, zonas com urze e perto da água na Caldeira. A comparação dos dois gráficos mostra-nos que para o caso dos ratos, não só o número de habitats ocupados é maior na altura de Setembro-Outubro como as percentagens relativas de abundância também são maiores. Os murganhos apresentam abundâncias semelhantes nas duas épocas e não se verifica nenhuma variação a nível dos habitats ocupados.

A análise da importância das variáveis e macrohabitats para a distribuição dos roedores através do RF pela análise da média de precisão, ressaltou a importância de estradas para a dispersão dos roedores (murganhos e ratos), e de facto já era expectável que esta variável fosse uma importante preditora para a presença de roedores. Esta expectativa, baseada na biologia das espécies em estudo, vai de encontro à análise feita pelo RF, tanto em relação às espécies como em relação à época de amostragem. Além disso esta análise é importante na medida em que atribui um grau de importância a todas as variáveis em estudo, não eliminando as variáveis que são boas preditoras da resposta, e portanto ecologicamente importantes, mas estão correlacionadas com outras variáveis preditoras.

As variáveis ambientais identificadas com maior importância para o caso dos ratos, foram a distância à estrada (DISTROAD) e o habitat com predominância da exótica *Tamarix sp.* (MH2) seguido do efeito do muro (WALL), no que respeita à primeira época de amostragem. Na segunda amostragem aparece novamente a distância à estrada, seguido da presença de exóticas (EXOTIC) e o habitat com urze (MH6) (Figura 4 e Anexo 5).

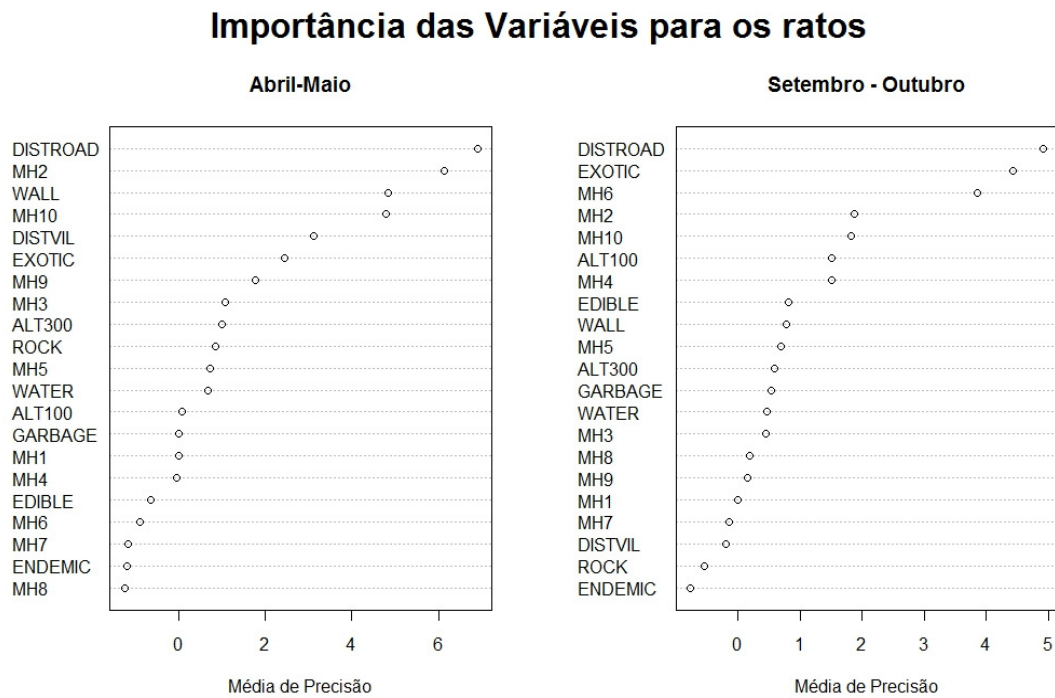


Figura 4: Análise das variáveis ambientais que influem na abundância de ratos na época de Abril - Maio e Setembro - Outubro.

Os gráficos de dependência parcial das variáveis ambientais seleccionadas de acordo as predições do RF permitiram-nos avaliar a dependência da probabilidade prevista de presença em relação à variável preditora.

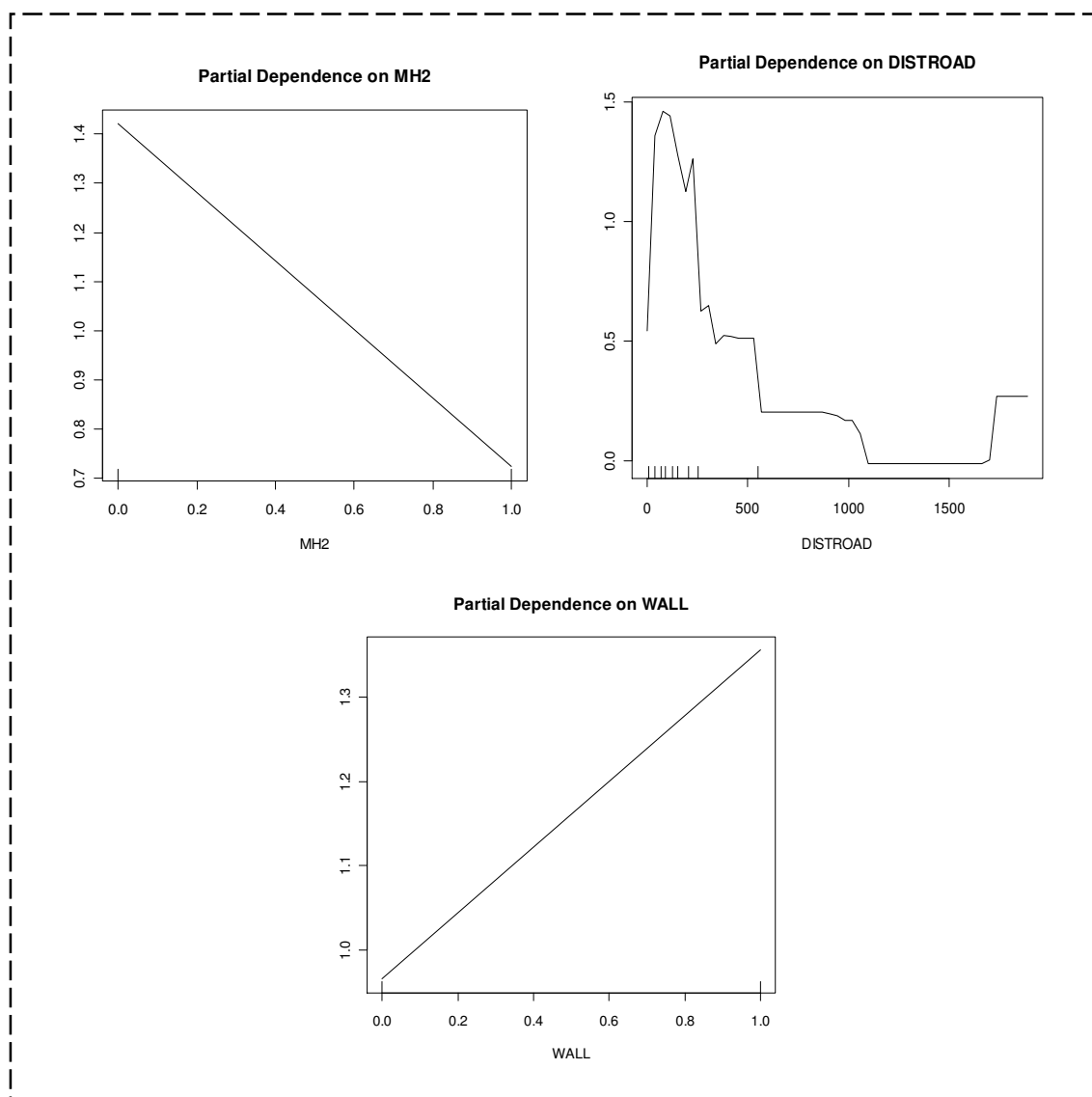


Figura 5: Representação gráfica de dependência parcial do logit da probabilidade prevista em relação às variáveis ambientais mais importantes para a distribuição de ratos na primeira amostragem (Abril-Maio)

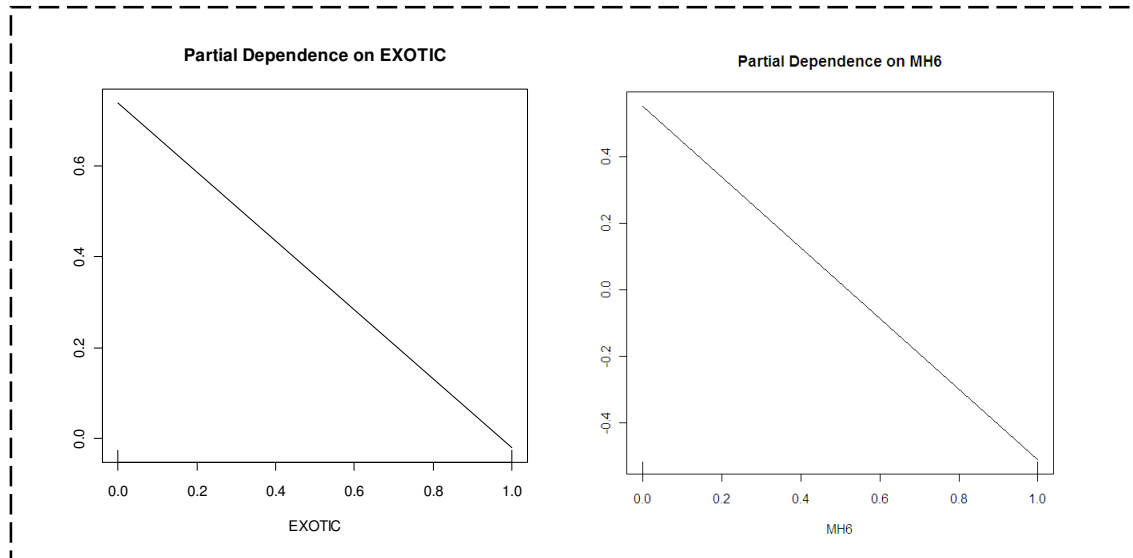


Figura 6: Representação gráfica da probabilidade prevista de presença de ratos em relação às variáveis ambientais mais importantes na segunda amostragem (Setembro-Outubro)

A presença de ratos está positivamente relacionada com a distância à estrada mais próxima até aos 200 m, no entanto a distâncias superiores a 500m a probabilidade de presença ainda é cerca de 50%. (valores no eixo dos y muito próximos de 0). A presença de muros perto dos *tracking tunnels* parece ser um factor bastante significativo para a ocorrência de ratos nos túneis e adicionalmente a relação é linearmente positiva. A relação é negativa para o habitat com *Tamarix* sp., mas os valores previstos de presença são elevados, por exemplo a média de ocorrência de ratos em cinco dos túneis neste tipo de habitat é superior a 50% (Figura 5).

A presença de ratos está negativamente relacionada com a presença de espécies exóticas, no entanto os valores do eixo do y indicam valores de presença elevados. Para o habitat com predominância de urze a relação é negativa, verificando-se que o logit da probabilidade prevista de presença em todos os túneis é inclusive negativa, ou seja uma probabilidade de presença menor que 50% (Figura 6).

À semelhança da análise dos ratos as variáveis que influem na distribuição dos murganhos estão expressas na figura 7, para as duas épocas de amostragem. As variáveis com maior importância são as do habitat com predominância de Tamarix sp.(MH2), seguido da variável distância à vila (DISTVIL) e do habitat com predominância de urze (MH6), já para a segunda amostragem o habitat MH2 é trocado pela variável DISTVIL e a presença de muro também se revela importante (Anexo 6).

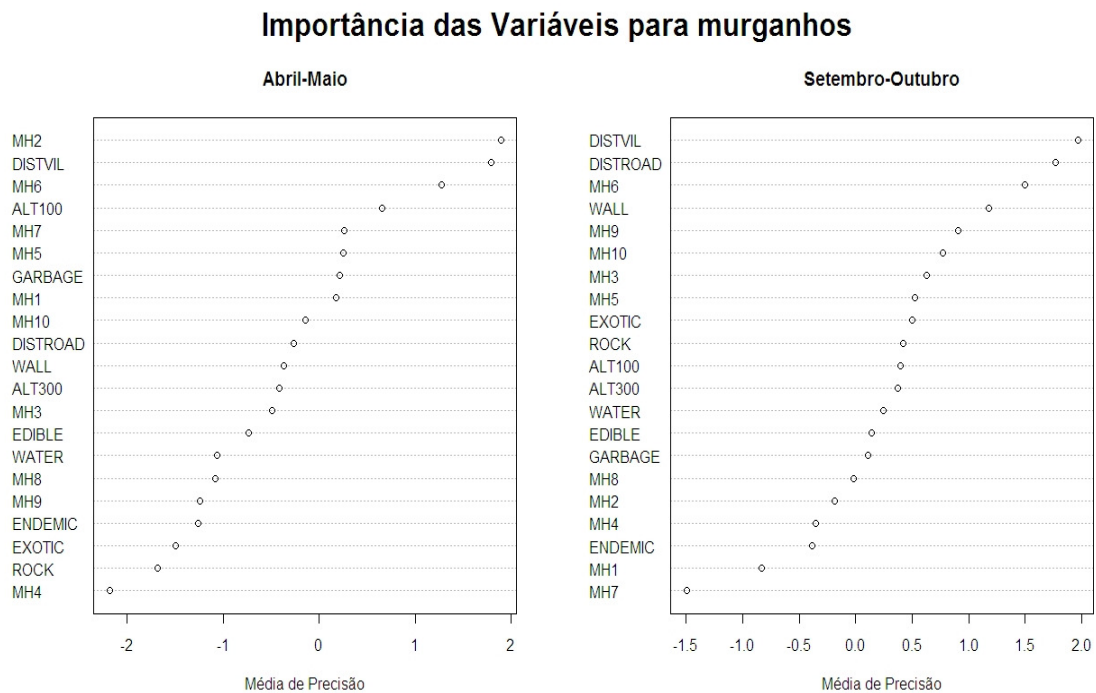


Figura 7: Importância das variáveis na presença de murganhos na primeira e segunda amostragem.

Os gráficos de dependência parcial para as duas épocas estão expressos nas figuras 8 e 9, para a primeira e segunda época respectivamente.

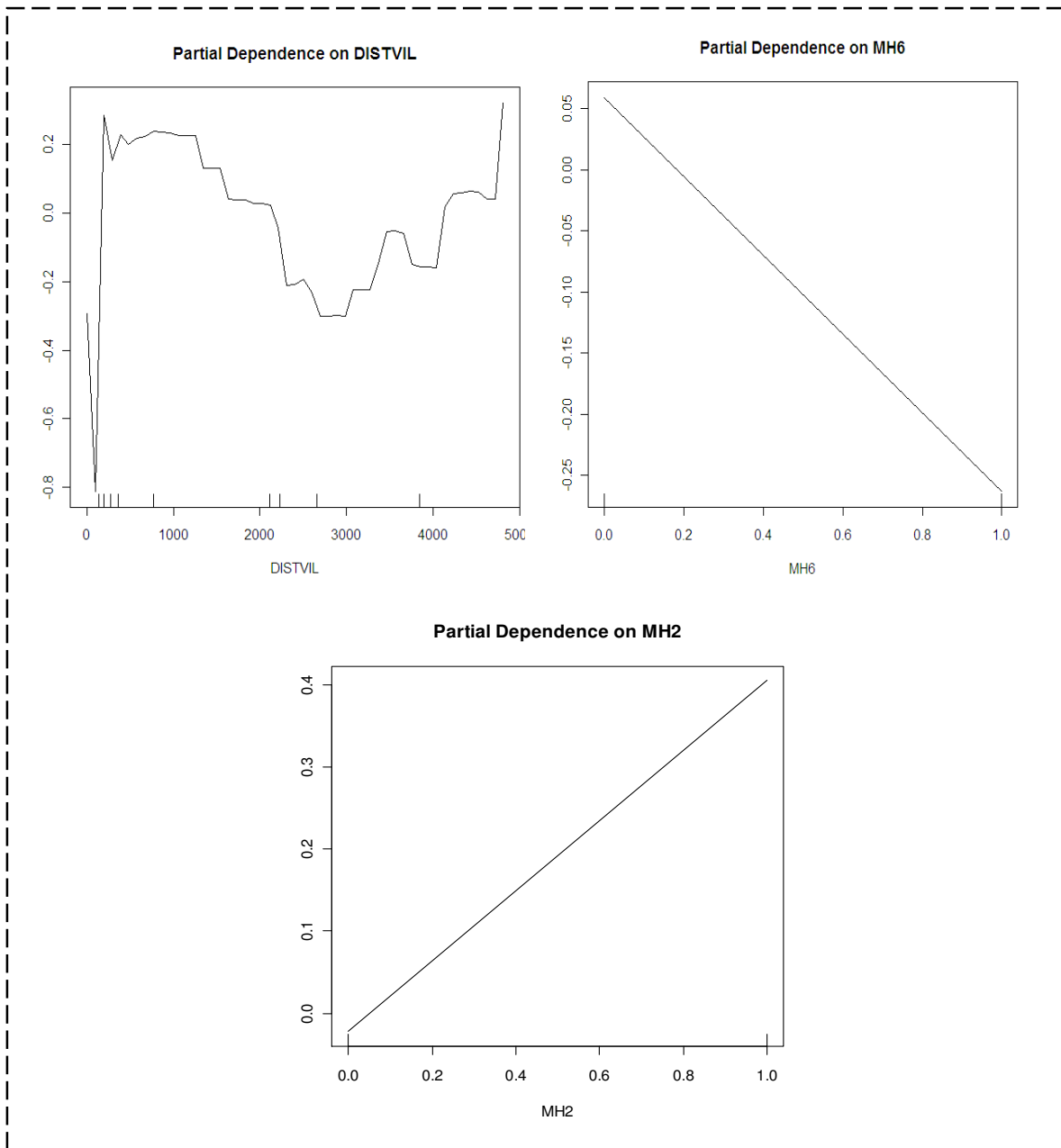


Figura 8 : Representação gráfica de dependência parcial do logit da probabilidade de presença dos murganhos na primeira amostragem (Abril-Maio) em relação às variáveis distância à vila (DISTVIL), habitat com predominância de *Tamarix* sp. (MH2) e habitat com urze (MH6). .

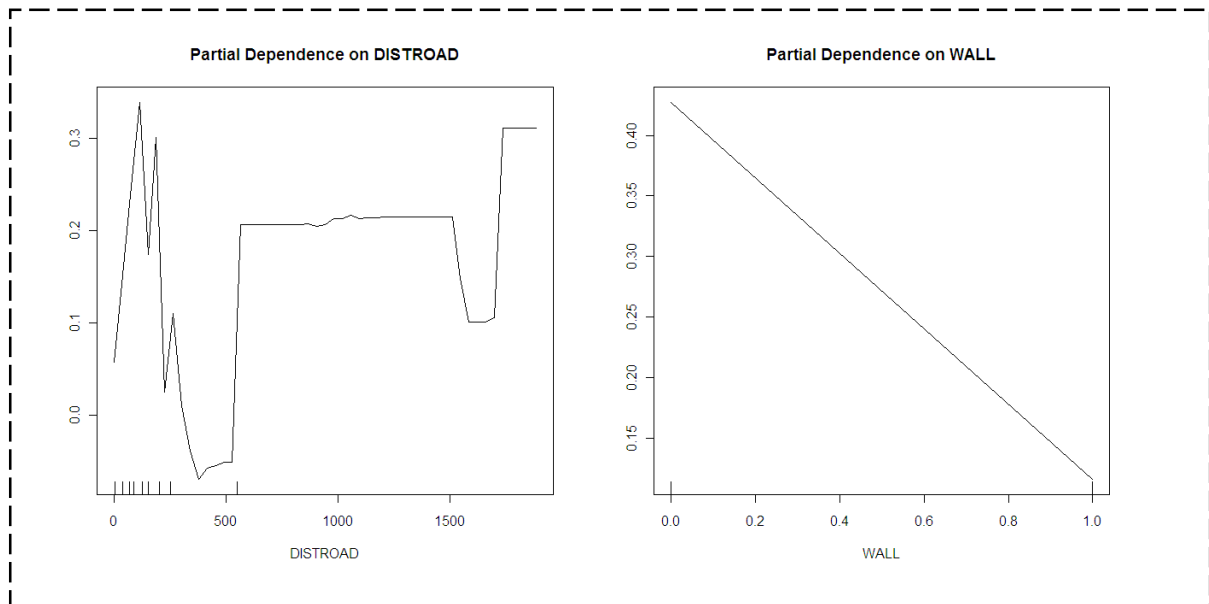


Figura 9: A dependência da presença dos murganhos em relação à estrada (DISTROAD) e em relação ao muro (WALL) na segunda amostragem (Setembro-Outubro)

Em relação à variável distância à vila do Corvo (DISTVIL) a presença de murganhos é provável (maior que 50%) entre 200 e 2000m da vila, no entanto a distâncias superiores a sua presença já é pouco provável. A relação com o habitat com *Tamarix sp.* é positiva e altamente provável, no entanto em relação ao habitat com urze a relação é negativa e a sua ocorrência apenas provável em apenas 20% dos túneis. Em relação às variáveis mais importantes para a segunda amostragem, a distância à estrada (DISTROAD) está positivamente relacionada a pequenas distâncias da estrada, sendo provável a presença de murganhos até cerca de 250m da estrada e a partir dos 500m. A dependência parcial em relação aos muros (WALL) é negativa, no entanto são valores positivos de probabilidade de presença.

II. Monitorização da época reprodutora dos cagarros e análise do sucesso reprodutor

Das escutas nocturnas e prospecção de zonas óptimas de reprodução foram identificados oito locais de nidificação (Anexo 7) para uma amostra total de 217 ninhos.

Tabela 5 : Locais e suas características principais com o número de ninhos inicialmente identificados e o número de ninhos que tiveram postura

Local	Habitat/Características	Nº de ninhos em prospecção	Nº de ninhos com postura
Cancela do Pico	Pasto murado	12	7
Pico João de Moura	Ribeira e vegetação arbórea adjacente	27	22
Canto do Pão de Açúcar	Falésia	20	15
Pão de Açúcar	Vegetação semi-natural e pasto	35	25
Fonte Velha	Vegetação semi-natural, zona de trilho	37	33
Miradouro do Portal	Proximidade à vila, canas	30	26
Fajã Rochosa	Zona de intertidal com praia de calhau rolado	50	46
Estrada	Ao lado da única estrada de saída da vila	6	6

Verifica-se que os ninhos identificados em prospecção são para quase todos os locais num número superior aos efectivamente utilizados onde há posturas, além disso os cagarros ocupam um elevado número de locais com características diferentes.

No que respeita aos dados totais das monitorizações efectuadas da presença de adulto, ovo ou cria nos ninhos:

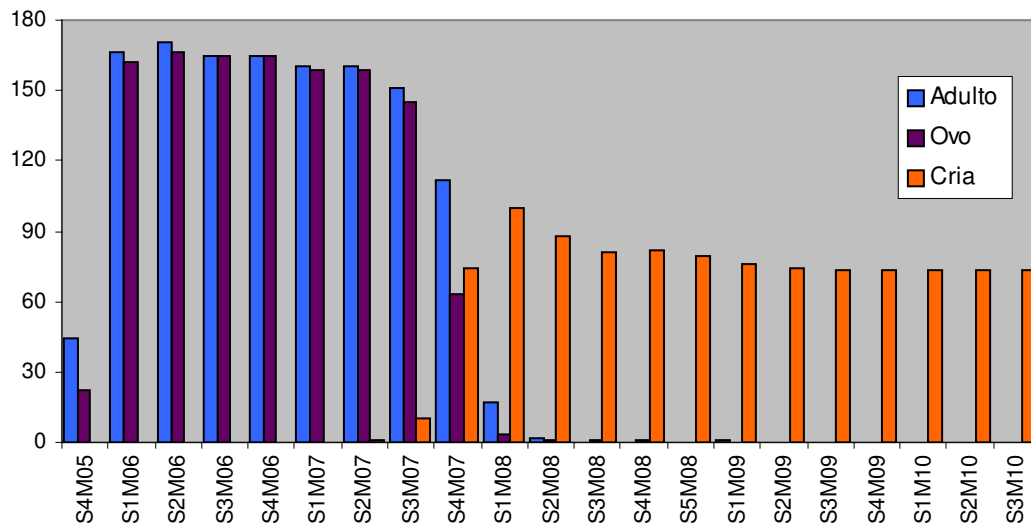


Figura 10: Dados absolutos das monitorizações efectuadas entre 25 de Maio e 16 de Outubro, de adultos em incubação e crias.

O número de ninhos com ovos (de uma amostra inicial de 217 ninhos) foi de 182 e destes 73 crias saíram com sucesso do ninho. Observa-se que o adulto permanece no ninho na fase toda de incubação do ovo e na fase inicial após eclosão. A análise da figura 10 indica também um redução significativa no número de ovos colocados em relação ao número de crias eclodidos na 4ª semana do mês de Julho e 1ª semana de Agosto . De salientar que a leitura do gráfico não permite a quantificação correcta do número de ovos colocados ou crias eclodidas, já que corresponde ao número de ovos/crias/adultos total que estão presentes em cada semana de monitorização. A partir destes dados obtiveram-se as características do período reprodutor dos cagarros na ilha do Corvo que estão expressos na tabela 6.

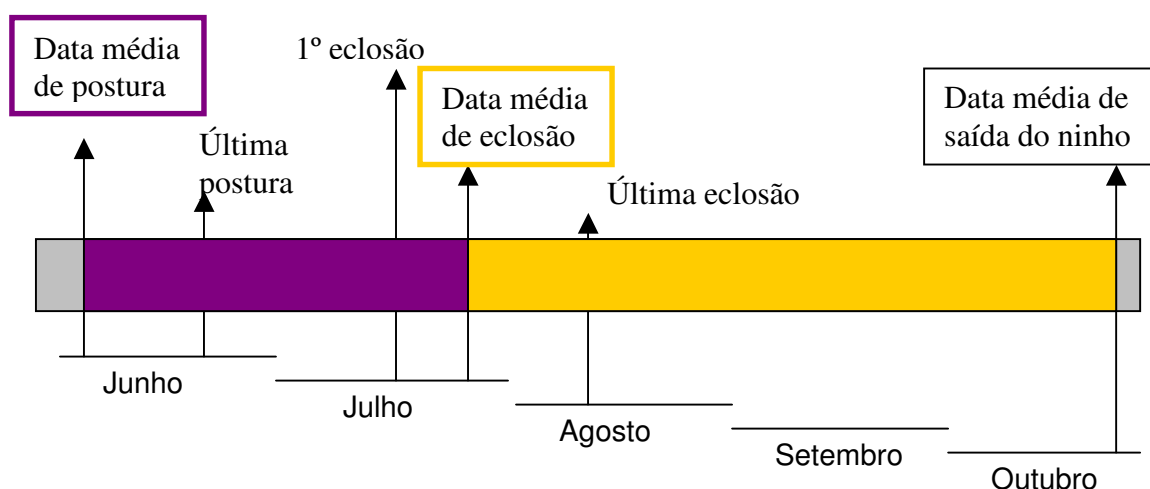


Figura 11: Fenologia em forma de esquema das principais características do período reprodutor dos cagarros na ilha do Corvo. O início das monitorizações realizou-se a 25 de Maio e o final das monitorizações a 30 de Outubro.

A figura 11 pretende de forma simplificada esquematizar a fenologia do período reprodutor dos cagarros na ilha do Corvo. De salientar que a fase de incubação (barra a roxo) ocorre entre Junho e Julho e a fase de alimentação da cria (barra a amarelo) entre o final de Julho e o final de Outubro.

Tabela 6 : Principais características do período reprodutor dos cagarros na ilha do Corvo a partir dos dados originais.

Característica	Corvo
Data média de postura	3 Jun (+/-4)
Período médio de incubação	50 dias
Data média eclosão	23 Jul (+/-4)
Sucesso de eclosão	72.8%
Período de alimentação	93 dias (+/-4)
Data média de saída do ninho	24 Out (+/-2)
Sucesso de saída do ninho	55.7%
Sucesso Reprodutor pelo método de Mayfield	42%

O período reprodutor dos cagarros na ilha do Corvo caracteriza-se por um período inicial de prospecção do ninho e fomentação de laços do casal acompanhado de cópulas. A data média de postura ocorreu a 3 de Junho, que correspondeu à segunda semana de monitorização ao qual se seguiu um período de incubação de cerca de 50

dias em que, pelo menos um dos adultos fica sempre no ninho. A eclosão das crias deu-se a 23 de Julho (média) e a relação entre número de ovos colocados e o número de ovos eclodidos foi de cerca de 70%. Depois da eclosão seguiu-se um período que durou em média 90 dias para alimentação das crias, de forma a que muitas vezes quando sai do ninho, a cria tem um peso superior ao verificado para um adulto, em que os adultos passam a maior parte do tempo fora do ninho a pescar,. Na ilha do Corvo a data média de saída do ninho foi a 24 de Outubro e o sucesso para este período de alimentação rondou os 50%, o que significa que das crias que eclodiram apenas metade sobreviveram até saírem do ninho. O sucesso reprodutor pelo método de Mayfield revelou uma taxa de 42% para os cagarros na ilha do Corvo.

No que respeita ao período de incubação, a maioria dos ovos (77%) foram colocados na segunda semana de monitorização o que corresponde à semana entre 1 e 7 de Junho (figura 12). A partir desta amostra (n=182) foram registadas as datas de eclosão que se representam na figura 13. O pico de eclosão registou-se na 9ª semana de monitorização (50%), que correspondeu ao período entre 20 e 26 de Julho, no entanto a semana seguinte também registou um número elevado de eclosões, 34% (Ver Anexo 8 e 9).

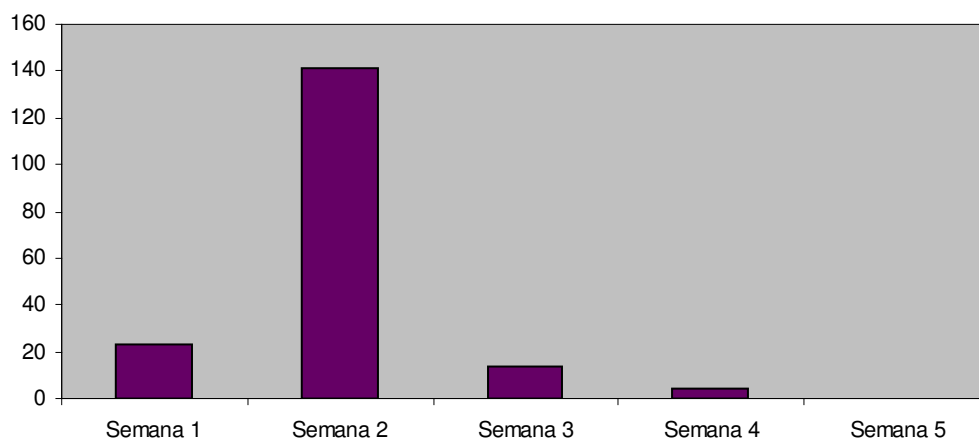


Figura 12 : Número de posturas observadas entre a semana de 25 de Maio a 22 de Junho.

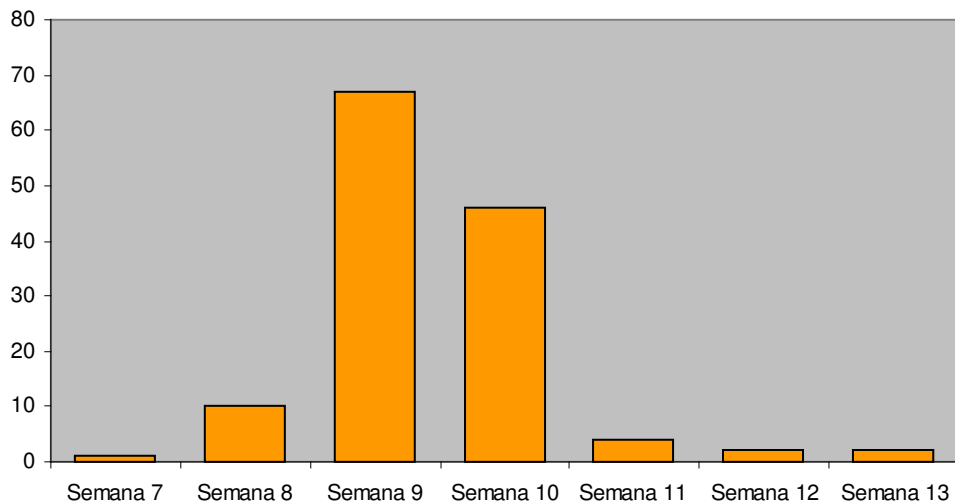


Figura 13: Número de crias que eclodiram por semana de monitorização.

A nível dos oito locais de ninho, os dados obtidos no que respeita ao sucesso reprodutor pelo método de Mayfield, revelaram uma elevada variação nos valores de sucesso reprodutor por local (figura 14), entre 0.17 na Fajã Rochosa e 0.67 no Canto do Pão de Açúcar. O número de ninhos variou também bastante por local, entre 6 na Estrada e 46 na Fajã Rochosa. A variação do sucesso reprodutor não parece estar relacionada de forma positiva com o tamanho da amostra, como por exemplo no caso da Fajã Rochosa, em que apesar do número de ninhos na amostra total ter sido o mais elevado foi a que apresentou um menor sucesso reprodutor. Inversamente também não se verifica qualquer relação, basta comparar, por exemplo, os locais Estrada e Cancela do Pico em que, apesar do tamanho da amostra ser semelhante, o sucesso reprodutor é bastante diferente. Estes dados indicam-nos a existência de factores a nível das características do habitat que podem influenciar as taxas de sucesso.

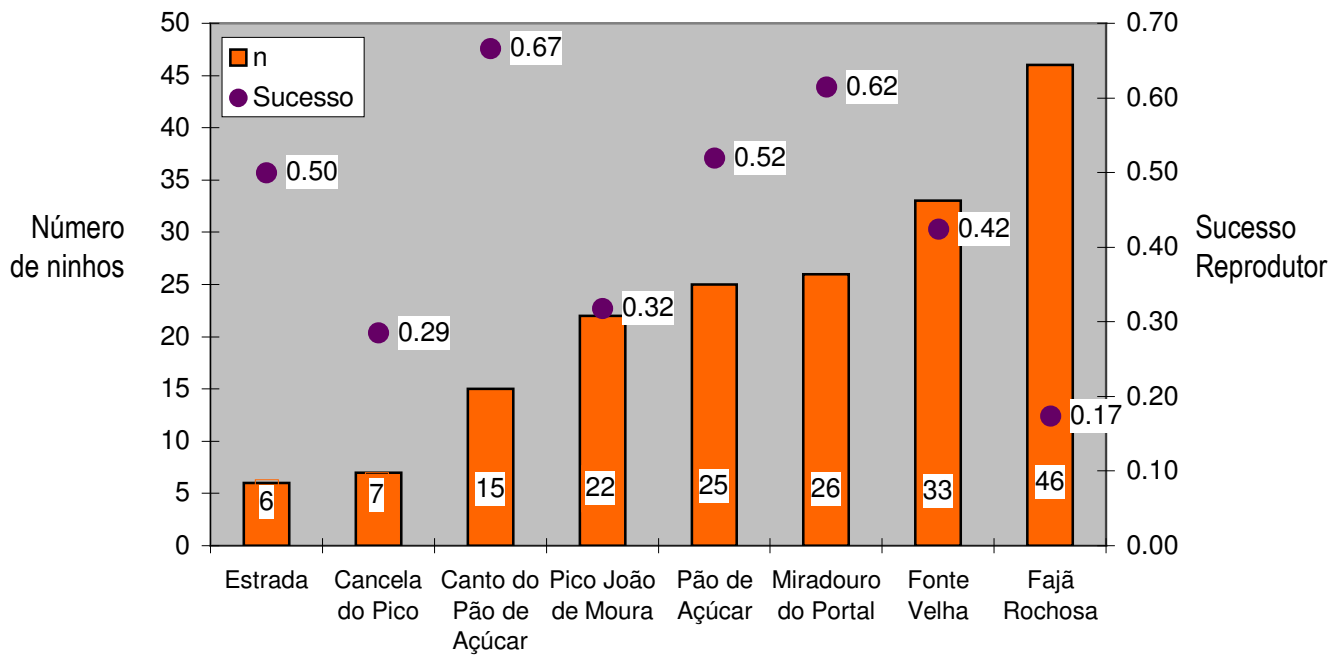


Figura 14: Sucesso Reprodutor por local, onde estão identificados o tamanho da amostra por local bem como o sucesso para esse mesmo local.

Os dados totais e sucesso reprodutor foram conjugados na tabela de vida, através dos cálculos efectuados a partir da matriz de Leslie (Anexo 13), para perceber a viabilidade das populações de cagarro na ilha do Corvo, e a figura obtida permite-nos prever que os efectivos populacionais são estáveis bem como a viabilidade das populações a médio prazo. A partir de $t=8$ (idade de cerca de oito anos) o número de indivíduos na população mantêm-se estável, verificando-se que na idade de 3 anos há uma menor probabilidade de os indivíduos passarem de t_3 para t_4 . A espessura das linhas de cima indica o número de reprodutores que contribui para os juvenis que saem com sucesso no tempo 1, sendo que também é a partir dos 8 anos que a maioria dos cagarros na população iniciam a reprodução.

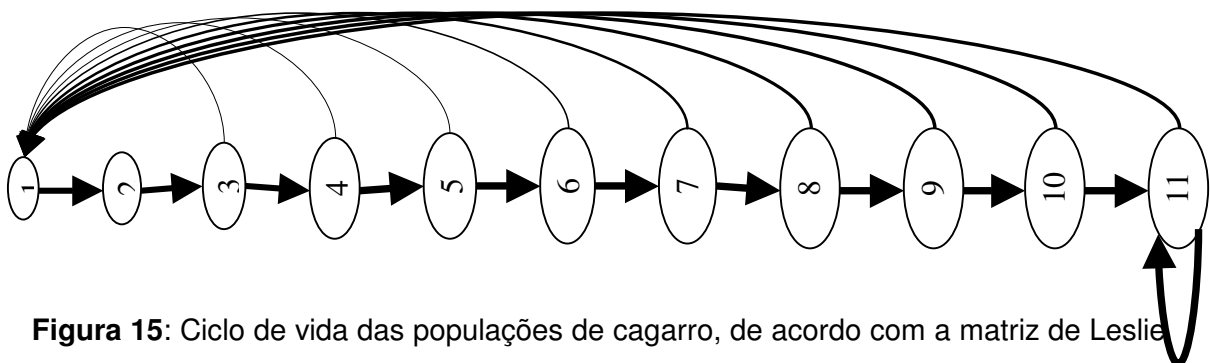


Figura 15: Ciclo de vida das populações de cagarro, de acordo com a matriz de Leslie até aos 11 anos. A direcção das setas indica a proporção de indivíduos que passou para $t+1$.

III. Impacto dos roedores na época reprodutora

Uma das grandes potencialidades do programa MARK é avaliar hipóteses competidoras de fontes de variação do sucesso reprodutor através da análise de uma grande variedade de modelos. Além disso permite fazer previsões mais precisas do sucesso reprodutor do que por exemplo em relação ao estimador de Mayfield.

Análise dos factores que afectam o sucesso reprodutor

Para esta análise foram seleccionadas as áreas de ninho nas quais tinham sido realizadas as amostragens para cálculo de abundâncias de ratos. As áreas consideradas foram: Cancela do Pico, Pico João de Moura, Fonte Velha, Pão de Açúcar, Fajã Rochosa e Miradouro do Portal que apresentavam diferentes níveis de abundância de ratos que variaram entre 0, 0.2 e 0.4 e diferentes níveis de sucesso reprodutor.

Os modelos seleccionados foram baseados na biologia da espécie e relacionam-se, entre outros, com a presença de predadores (ratos), estágio do ninho, e eventualmente relações entre variáveis, por exemplo pode-se supor que a presença de ratos e o estágio do ninho podem estar relacionados na medida em que se espera que a sobrevivência do ninho é tanto maior quanto mais tarde a época de reprodução. Deste modo os modelos construídos para avaliar as fontes de variação do sucesso reprodutor têm a grande vantagem de não assumir que o destino dos ninhos é independente e está distribuído identicamente, ou seja que a sobrevivência diária do ninho não é a mesma para todos os ninhos.

Tabela 7 : Modelos testados no MARK para perceber o impacto das variáveis no sucesso reprodutor, através da análise do AIC, para um c-hat de 4.16.

Modelo	QAIC	Delta QAIC	Peso AIC
{rat}	177.3645	0	0.45612
{stage + rat}	179.3175	1.953	0.17179
{stage+rat+rat*stage}	180.2389	2.8744	0.10837
{initiation}	180.8408	3.4763	0.08021
{initiation+age+stage+rat+rat*age*stage}	182.1372	4.7727	0.04195
{initiation+age+stage+rat+rat*stage}	182.2635	4.899	0.03938
{initiation + age + stage}	182.8682	5.5037	0.02911
{age+stage+rat+age*stage}	183.3116	5.9471	0.02332
{initiation + stage + age + rat}	183.3731	6.0086	0.02261
{initiation+age+stage+age*stage}	184.8611	7.4966	0.01075
{age}	184.8997	7.5352	0.01054
{control}	186.0721	8.7076	0.00586

O modelo que mais se ajusta e contribui em 46% para explicar os dados é o que considera apenas o efeito dos ratos, ou seja o sucesso reprodutor varia com a abundância dos ratos, e destaca-se em relação ao modelo seguinte por 1.953 unidades de AICc. Este modelo obteve um $Beta=3.58$ $SE=1.72$ o que nos indica uma relação positiva entre a sobrevivência semanal do ninho e abundância de ratos, esta relação é significativa para o intervalo de confiança de 95%.

Também o modelo {stage + rat} com o $\Delta AICc$ 1.953 suporta cerca de 17% da variabilidade dos dados, indicando-nos que o efeito conjunto dos ratos com a altura da reprodução influencia a sobrevivência do ninho semanal. Esta relação foi negativa no que respeita ao stage ($Beta= - 0.203$ $SE= 0.74$), apesar de não ser muito significativa, indicando que a sobrevivência do ninho semanal diminui com o estágio do ninho (stage) e positiva em relação ao rat ($Beta=3.668$ $SE=1.76$) à semelhança do modelo anterior. Este resultado demonstra a dependência da sobrevivência com a sazonalidade ou alteração de factores ao longo da época reprodutora.

De salientar também que qualquer dos modelos apresentados explicam melhor os dados do que o modelo nulo ({control}) $\Delta AICc$ 8.7076.

O modelo que considera o estágio do ninho, presença de ratos e a interacção entre ratos e estágio ({stage+rat+rat*stage}) tem um $\Delta AICc$ de 2.8744 e tem um poder preditivo superior ao modelo que considera apenas o tempo de postura. Este modelo obteve um estimador de Beta para a interacção das variáveis rat*stage positivo no entanto esta relação não é significativa.

No que respeita ao modelo {initiation} teve um $\text{Beta} = -0.0775$ $\text{SE} = 0.0701$, indicando-nos que o tempo de iniciação, ou seja o tempo de postura influencia negativamente a sobrevivência do ninho, que apesar de não ser significativa está de acordo com dados anteriores de Ramos *et al.* (2003). No entanto apesar de aparecer entre os cinco modelos com menor QAICc, explica provavelmente a variabilidade dos dados (cerca de 8%) (Ver Anexo 12 para tabela completa).

De facto o modelo de topo foi o que melhor explicou a variabilidade dos dados e o estimador de Beta foi positivo e inclusive significativo, ou seja indicou que a taxa de sobrevivência semanal aumentava com o aumento da abundância dos ratos (Figura 16).

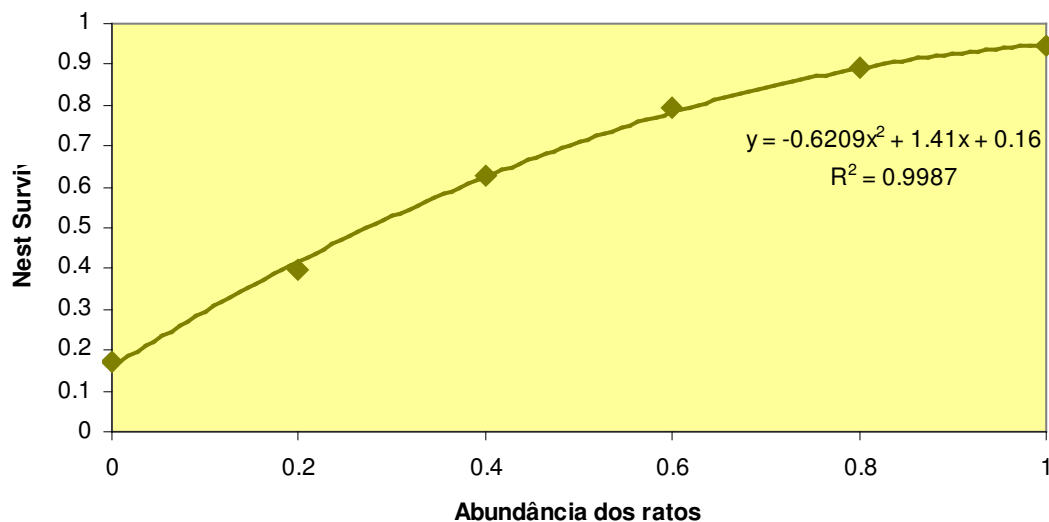


Figura 16: Aumento segundo uma recta polinomial do sucesso reprodutor com o aumento da abundância dos ratos segundo o modelo com o maior AIC.

Como o segundo modelo de topo revelou a existência de um efeito do estágio do ninho + abundância de ratos na taxa de sobrevivência do ninho, o sucesso de eclosão e o sucesso de saída do ninho nos diferentes locais de estudo foi separado e relacionado com o da abundância de ratos nesses locais (figura 17). Salienta-se que apesar de o r^2 não ser significativo, há um maior sucesso de saída das crias do ninho com o aumento de abundância de ratos, o que vem reforçar os dados obtidos na figura 16. Já para o sucesso de eclosão, a abundância dos ratos não parece ter nenhuma influência.

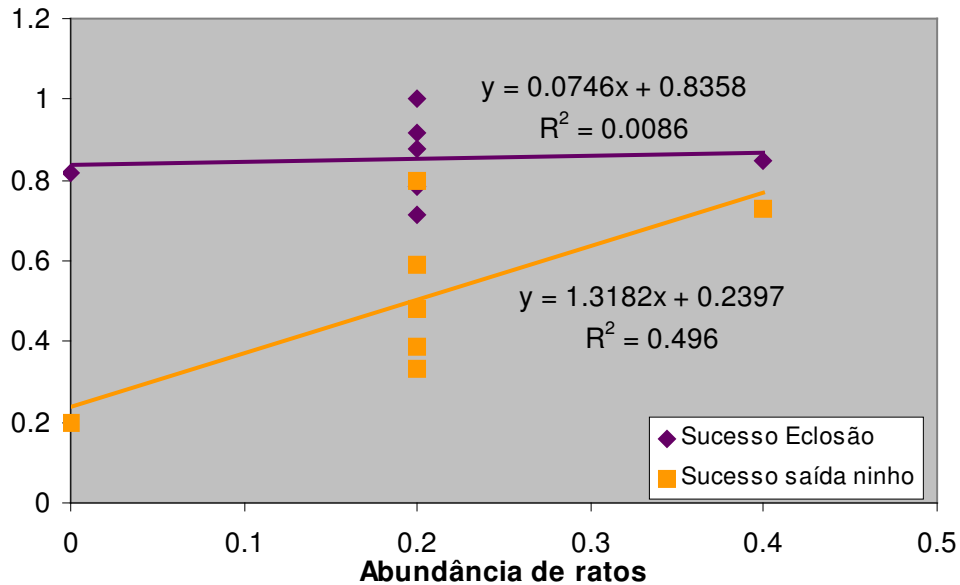


Figura 17: Variação do sucesso de eclosão e saída do ninho por aumento da abundância de ratos em cada local, com as respectivas linhas de tendência.

De forma a identificarmos as semanas mais críticas para o sucesso reprodutor no ninho expressamos graficamente os dados obtidos do programa MARK da sobrevivência semanal ponderada para a nossa amostra. A análise da figura 18 indica-nos que as semanas onde se registaram maiores perdas corresponderam às primeiras semanas de eclosão (semana 9: 21 a 24 de Julho; semana 10: 27 de Julho a 3 de Agosto; semana 11: 5 a 9 de Agosto).

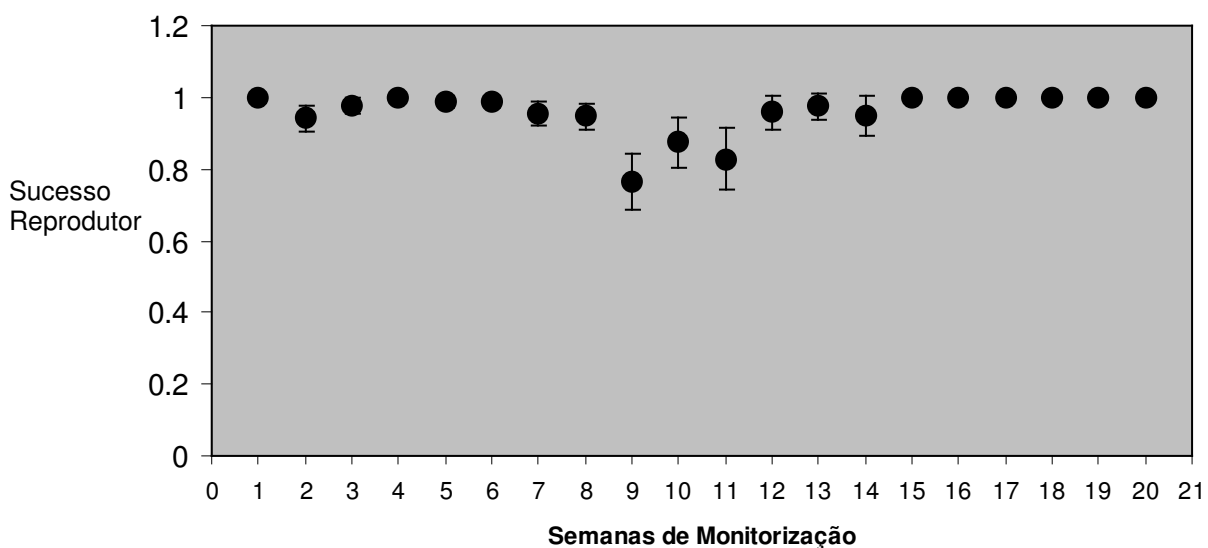


Figura 18: Sucesso reprodutor por cada semana de monitorização de acordo com os pesos dos AIC e médias ponderadas dos modelos para cada semana de acordo com os cálculos realizados através da tabela 8.

Tabela 8: Estimativa dos parâmetros que se traduz em sucesso reprodutor, peso AIC que se traduz na contribuição do modelo para explicar os dados, e erro padrão para cada modelo obtidos através do programa MARK para um \hat{c} de 4.016

Modelo	Peso AIC	Estimativa	Erro Padrão
{rat}	0.45612	0.3979825	0.0807036
{stage + rat}	0.17179	0.4083114	0.0894412
{stage+rat+rat*stage}	0.10837	0.3983329	0.0887199
{initiation}	0.08021	0.3870317	0.0779358
{initiation+age+stage+rat+rat*age*stage}	0.04195	0.3994997	0.0890044
{initiation+age+stage+rat+rat*stage}	0.03938	0.3979756	0.0888302
{initiation + age + stage}	0.02911	0.3859437	0.0856943
{age+stage+rat+age*stage}	0.02332	0.4176584	0.0973987
{initiation + stage + age + rat}	0.02261	0.4079852	0.0894961
{initiation+age+stage+age*stage}	0.01075	0.3939471	0.0952325
{age}	0.01054	0.3870169	0.0779172
{control}	0.00586	0.385804	0.0770043

Pela análise da média ponderada de todos os modelos com um intervalo de confiança de 95% obteve-se um sucesso reprodutor cuja amplitude varia entre 24.9 a 57%, sendo a média do sucesso reprodutor de 39.9% para um desvio padrão de 8.4%.

A análise da percentagem explicada pelo modelo de topo, obtida pela fórmula: $(1 - (\text{Desvio do modelo de topo} / \text{desvio do modelo nulo}))$ em percentagem, indica-nos que apenas 22% dos dados podem ser explicados pelo modelo de topo obtido em que o sucesso reprodutor depende dos ratos.

A análise das medidas do ninho para avaliação da influência das suas dimensões nas taxas de sucesso reprodutor verificadas no mesmo, através do teste de wilcoxon mostra-nos que não há diferenças significativas, para um intervalo de confiança de 95%, nas taxas de sucesso reprodutor para os valores de diâmetro (p-value= 0.5281) e distância à câmara do ninho (p-value=0.1109). Estas características foram escolhidas, pois poderiam traduzir a acessibilidade do ninho a predadores e eventual influência nas taxas de sucesso reprodutor.

DISCUSSÃO

A análise da distribuição dos roedores, pelo método *tracking tunnels* no Corvo revelou que os murganhos são a espécie mais abundante tanto a nível da linha como a nível dos habitats ocupados em relação às outras duas espécies de roedores. Isto pode ser resultante de uma maior plasticidade a nível da diversidade de habitats ocupados, com maior presença a nível das hortas muradas nas imediações da vila. Estes resultados estão de acordo com os trabalhos de Amaral *et al.* 2006, Cabral *et al.* 2006, Quaresma *et al.* 2006 e Collares-Pereira *et al.* 1997; em que os murganhos são a espécie mais ubíqua das três espécies que ocorrem nos Açores, ocorrendo de uma forma geral em todos os habitats estudados e sendo também a mais abundante (Amaral *et al.* 2008).

Já para as duas espécies de ratos a primeira amostragem revelou uma maior especialização a nível dos habitats, não se registando nenhuma presença nas hortas, fajã rochosa e pasto murado. No entanto há que salientar o número reduzido de presenças, o que pode estar relacionado com a disponibilidade alimentar nesse tipo de habitat no período de Abril-Maio. A segunda amostragem, Setembro-Outubro, revelou um maior número de habitats ocupados e maior percentagem de abundância, nomeadamente a nível da zona das ribeiras e zonas de vegetação endémica com urze. O facto da abundância de ratos aumentar significativamente na segunda amostragem, pode estar relacionada com a maior abundância de recursos alimentares e como tal, é a altura em que os roedores atingem o pico da reprodução, o que resulta na produção de um maior número de juvenis, reflectindo-se numa maior abundância no Outono (Fitzgerald *et al.* 1981; Wilson *et al.* 2006). Estes resultados podem indicar que os ratos são mais sensíveis a alturas do ano e que se deslocam para zonas de habitat onde pode ocorrer maior alimento disponível, nomeadamente a espécie rato-preto que normalmente concentra-se em áreas florestais (Collares-Pereira *et al.* 2007). Um estudo realizado em floresta de Laurissilva em Tenerife, Canárias, comprovou igualmente que os ratos são mais numerosos em vegetação densa e fechada (García *et al.* 2005).

De salientar também que apesar de não ter sido possível distinguir as pegadas de rato-preto e ratazana-castanha, o facto da primeira espécie ser mais comum (Collares-Pereira *et al.* 2007) pode ter enviesado os resultados e por isso estes devem estar mais de acordo com o tipo de habitat preferencial da espécie de rato-preto.

A análise das variáveis ambientais que influem na distribuição dos ratos revelou que, apesar de se verificar uma relação negativa entre a presença de ratos e o habitat

de espécies invasoras como o *Tamarix* sp. (MH2), o logit de probabilidade presença da espécie é superior a 0, indicando uma probabilidade elevada da existência de ratos neste tipo de habitat. Para as zonas de muro, a relação é inversa, verificando-se uma relação positiva com as zonas de muro, que podem servir como zonas de refúgio ou ninho, os valores de logit são superiores a 1 o que indica uma probabilidade bastante elevada da sua presença, inclusivamente as presenças registadas de ratos na primeira amostragem foram quase sempre em *tracking tunnels* perto de muros. No que respeita à distância à estrada, há uma elevada probabilidade de presença dos ratos até a uma distância até cerca de 200m da estrada mais próxima, e quanto maior a distância à estrada menor o logit de probabilidade de presença o que nos indica que as estradas podem servir como corredores para a dispersão dos ratos, devido à sua natureza generalista e enorme capacidade de dispersão (Moreira 1987; Mathias 1998). Esta última variável apareceu como sendo a variável de topo para as duas épocas, no entanto para a segunda época o habitat com predominância de urze terá influência na distribuição dos ratos, mas os logit de probabilidade de presença são positivos para o caso de zonas com espécies invasoras e negativos para zonas só com urze. Estes dados podem demonstrar e funcionar como ponto de partida para analisar as relações entre habitats com flora exótica e espécies de fauna invasora, neste caso os roedores.

A interacção entre espécies, como já foi considerado em alguns estudos, pode também limitar a presença de murganhos a zonas onde não ocorram ratos, (Yom-Tov *et al.* 1999; Innes *et al.* 2001) como é o caso das hortas muradas, e além disso um competidor ou predador pode alterar a resposta da outra espécie a armadilhas ou túneis de tal forma que o índice de abundância relativa está confundido, por exemplo o rato-preto pode limitar o uso dos murganhos das armadilhas ou túneis (Brown *et al.* 1996) e o mesmo poderá ocorrer em relação às duas espécies de ratos, no entanto esta última interacção não foi confirmada. A relação negativa entre murganhos e os ratos, aparece, inclusivamente, quando se comparam os gráficos da dependência parcial em relação ao habitat *Tamarix* sp., verifica-se que varia negativamente para os ratos e positivamente para os murganhos e o mesmo para as zonas com muros, cujos logit de probabilidade de presença são menores para o caso dos murganhos.

Os resultados da dependência em relação à distância à vila estão de acordo com os resultados obtidos em S. Miguel e na Terceira, de Collares-Pereira 2007, em que os murganhos ocorrem preferencialmente em ambientes peri-urbanos. Na segunda amostragem a presença da estrada aparece como sendo uma variável que influi de forma positiva na distribuição dos murganhos a pequena distância da estrada, tendo no entanto uma relação negativa a distância moderada e constante a distância

elevada da estrada. A comparação com os dados obtidos para os murganhos indica-nos que para distância entre 200 e 500m da estrada o logit de probabilidade de presença é negativo para os murganhos e positivo para os ratos, o que mais uma vez vem reforçar a interacção negativa/selecção de habitat entre os dois géneros de roedores.

Uma questão importante que surgiu aquando da análise dos dados, foi a metodologia utilizada. O facto das áreas de habitat contíguo serem de pequena dimensão reduziu o número de *tracking tunnels* a 5 por linha, e apesar de se ter amostrado cerca de duas linhas por habitat, o número de presenças de ratos (por exemplo na primeira amostragem) foi muito reduzido o que dificultou a análise e discussão dos dados. A baixa amostragem pode estar relacionada com diversos factores e sugerir diferentes interpretações, uma delas é que os índices de abundância detectados nas linhas podem não reflectir os números reais, e por outro lado a maior disponibilidade alimentar nos habitats pode inibir a entrada de roedores nos *tracking tunnels* para procura de comida. No entanto, e segundo a bibliografia consultada (Brown *et al.* 1996; Hasler *et al.* 2005), consideramos que os índices de abundância relativa estão de acordo com as da densidade esperada para cada local. De qualquer forma, seria importante verificar este pressuposto, testando metodologias para avaliar a densidade de roedores por habitat e perceber quais as espécies que ocorrem, utilizando, por exemplo, métodos de captura-recaptura ou captura-remoção (*snap-trap*, *sherman* e *longworth*).

Uma das vantagens que o método dos tracking tunnels traz é a facilidade do índice e não afectar o número de indivíduos, como é o caso da avaliação de densidades segundo o método de captura-remoção, podendo-se avaliar variações sazonais e inter-anuais nos índices.

Além disso, propõe-se uma nova identificação dos habitats de modo a poder incluir um maior número de armadilhas por habitat e aumentar dessa forma a amostra disponível. Esta identificação de habitats, apesar de não ter sido considerada para o tratamento dos resultados, resultou da análise de fotografias aéreas e delimitação dos tipo de habitat. Deste modo na ilha do Corvo podem definir-se:

- Áreas agrícolas (áreas de baixa altitude para plantação de hortícolas)
- Áreas com espécies exóticas (canas e *Tamarix* sp.)
- Fajã Rochosa (área de calhau rolado ao nível do mar)
- Baldio (pastagens comunitárias a mais de 400m e a zona do Caldeirão)
- Pastagens muradas (200 a 400m)

- Área agrícola em regeneração natural (com espécies como o cedro do mato e urze)
- Zona Florestada (restringidas às zonas de ribeira e Coroa do Pico, maioritariamente com espécies de criptomeria e incenso)

A análise da época reprodutora dos cagarros na ilha do Corvo permitiu-nos obter uma amostra inicial de 217 ninhos, distribuídos por 8 locais que variam a nível das características do habitat. Uma das primeiras observações prende-se com o facto de nem todos os ninhos prospectados terem sido utilizados para reprodução. Isto pode indicar-nos a existência de bastantes locais disponíveis para nidificação e/ou por outro lado perceber o número de reprodutores desse ano, em relação aos não reprodutores ou imaturos a prospectar estes locais.

A análise da figura com os dados absolutos das monitorizações, permite aceder ao número de semanas que os adultos permanecem nos ninhos a incubar o ovo e verificar que praticamente todos os ninhos com ovos registam a presença do adulto, sendo portanto o abandono de ovos devido por exemplo à morte dos progenitores muito reduzido. Aquando da eclosão, os adultos apenas permanecem com a cria nos primeiros dias, e mais tarde deslocam-se para as zonas de alimentação no mar, deixando a cria no ninho, ao qual apenas regressam durante as noites em que voltam com alimento.

Os dados permitiram-nos obter diferentes características da época reprodutora dos cagarros na ilha do Corvo. A comparação destas características com as observadas para outras ilhas da macaronésia (ver Anexo 11) onde a espécie nidifica, permitem-nos fazer algumas inferências. Em relação à data média de postura, período médio de incubação, data média de eclosão e período de alimentação da cria, constata-se que estas são muito semelhantes às registadas para a Selvagem Grande e Berlenga, o que confirma ritmos intrínsecos a nível da espécie mais do que a nível do local. A elevada sincronia das datas de postura e eclosão foi também observada, o que vem reforçar a ideia que a data de postura do cagarro pode ser parcialmente mais determinada por ritmos intrínsecos adquiridos evolutivamente do que por restrições nutricionais ou energéticas (Monteiro & Furness 1996; Catry *et al.* 2006). As variações nas taxas de crescimento e produtividade na maioria das aves marinhas resultam primariamente em variações na condição ou qualidades parentais (Furness 1983; Lequette & Weimerskirch 1990) que por sua vez estão correlacionadas com o tamanho do ovo e tempo de postura (Brooke & Poyser 1990; Croxall *et al.* 1992).

Na Selvagem Grande as datas médias de postura correspondem a início de Junho e o período de incubação de cerca de 50 dias (Zino 1971; Zino *et al.* 1987) nos Açores

está apenas referido o período de postura (entre 20/5 a 9/6, por Monteiro *et al.* 1996 e para as Berlengas a data média de postura é também em início de Junho e apresenta 55 dias de incubação (Granadeiro 1991), o que denota uma sincronização entre e dentro de colónias. A comparação destas características revela que a data de postura e data de período de abandono do ninho, apesar de muito semelhantes entre colónias, mostram uma tendência decrescente da Selvagem Grande para a Berlenga. A Selvagem Grande a sul denota uma data de postura mais precoce mas uma saída dos ninhos mais tardia (Zino 1971; Zino *et al.* 1987; Granadeiro 1991). Se adicionarmos o caso do Corvo esta tendência é confirmada sendo a data de postura a mais tardia e o data de saída do ninho a mais precoce em relação às outras zonas.

As diferenças mais significativas com a ilha do Corvo são a nível das taxas de sucesso de eclosão e de sucesso de saída do ninho. Neste ponto há que ressaltar que para a Selvagem Grande, Berlenga e outras ilhas dos Açores, o sucesso de eclosão é muito inferior nestas ilhas do que para a registada na ilha do Corvo e o contrário para o sucesso de saída do ninho que para a ilha do Corvo é muito superior do que para as outras ilhas. Foi verificado que nos Açores o sucesso de saída das crias do ninho é muito maior do que o sucesso de eclosão (Ramos *et al.* 2003), no entanto a ilha do Corvo parece ser uma excepção. Esta característica, nomeadamente o sucesso de eclosão, em que a maioria das perdas ocorrem durante o estágio de ovo, sendo que o sucesso após eclosão, na fase de crescimento das crias é muito superior, tem sido reportado para a maioria dos estudos em aves marinhas pelágicas de águas temperadas, quando o habitat não foi perturbado por predadores introduzidos ou sobrepesca. (Harris 1966; Warham 1990). O facto de a maioria dos estudos de cagarros realizados nos Açores ter sido feito em ilhéus livres de predadores pode explicar esta diferença com os dados obtidos de sucesso de eclosão e de saída do ninho para a ilha do Corvo.

O valor obtido para o sucesso reprodutor – 0.42 – a partir dos dados em bruto pelo modelo de Mayfield, apesar de semelhante às outras ilhas da macaronésia deve ser tido em consideração para os estudos demográficos desta população. Quando se fez a tabela de vida, a médio prazo os efectivos populacionais não devem alterar-se, já que os adultos têm uma esperança de vida elevada. No entanto, a longo prazo os efectivos populacionais poderão diminuir, já que a percentagem de mortalidade está acima dos 50%.

Adicionalmente a comparação do valor obtido do sucesso reprodutor através do modelo de Mayfield e do obtido através do programa MARK, confirma as observações iniciais no que respeita à precisão dos métodos, sugerindo que o valor de 0.42 está positivamente enviesado relativamente ao verdadeiro sucesso reprodutor dos cagarros

na ilha do Corvo que consideramos ser de 0.39. Esta observação aplica-se também às taxas de sucesso de eclosão e saída do ninho que provavelmente são superiores às reais.

Thibault (1995) afirma que em ilhas de tamanho médio, onde o número de ratos flutua, a predação de cagarros não representa uma ameaça à sobrevivência das colónias em nidificação. No entanto, em ilhas pequenas, densidades permanentemente elevadas de ratos constituem uma ameaça às colónias de cagarros, bem como a outros procelariformes.

Um estudo da predação de ninhos de procelariformes por ratos na Nova Zelândia sugeriu que as aves estão em maior risco quando a sua massa é igual ou inferior à dos ratos (Imber 1975; Moors & Atkinson 1984). A baixa predação de ovos na ilha do Corvo, pode ser explicada pelo facto de, por um lado, a presença do adulto no ninho inibe os predadores, sendo que o seu tamanho permite-lhes defenderem-se contra as intrusões dos ratos (Igual *et al.* 2006) e, por outro, mesmo para os ovos que são abandonados, alguns estudos sugerem que os ratos só se conseguem alimentar dos ovos se a casca estiver já danificada (Prieto *et al.* 2003).

Á semelhança de outras colónias de cagarros mas no mediterrâneo (Thibault 1995), a principal causa de falha na reprodução foi mortalidade de crias causada pela predação. A maioria dos eventos de predação ocorrem nos 2 a 7 primeiros dias após a eclosão, quando ambos os adultos deixam o ninho para se irem alimentar. As crias mais velhas do que 3 semanas (quando a massa corporal atinge 2/3 do peso do adultos) nunca foram mortas, sugerindo que as crias com poucos dias, são provavelmente demasiado fracas para se defenderem dos predadores. Adicionalmente, o período de maior predação das crias ocorreu no início de Julho durante o período seco do verão, quando a produtividade da vegetação é baixa (Thibault 1995; Igual *et al.* 2006). Este facto é suportado pelos resultados obtidos no programa MARK para avaliar o poder preditivo dos modelos. A análise dos deltas AIC revelou que o modelo que considera apenas a abundância dos ratos é o modelo que melhor explica os dados obtidos, e inclusive existe uma relação positiva e significativa entre a sobrevivência do ninho semanal e a abundância dos ratos. O segundo modelo que tem em conta a presença dos ratos e o estágio do ninho ($\Delta AIC=1.953$), indica-nos que o estágio do ninho, pode influenciar a probabilidade de sobrevivência já que crias mais jovens e sem a protecção do adulto podem ser mais facilmente removidas do ninho influenciando as taxas de sucesso reprodutor.

Um dos factos mais surpreendentes, apesar de os resultados não serem muito significativos, foi o facto de nas áreas com maior abundância de ratos ter-se registado

um maior sucesso reprodutor, bem como através da análise do estimador Beta do modelo obtido, que indica que um aumento na abundância de ratos tem um efeito positivo no sucesso reprodutor. Estes resultados aparentemente contraditórios à maioria dos estudos nesta área, podem ser analisados da seguinte forma:

- a metodologia utilizada para avaliar as abundâncias de ratos pode ter sido pouco precisa e o facto de existirem só 5 armadilhas por linha, permite só detectar variações de 20%, por outro lado o estudo das abundâncias foi obtido a partir de apenas uma noite de iscagem, e adicionalmente este método só permite detectar presença ou ausência de ratos, sendo que seria importante realizarem-se estudos para avaliar a densidade de ratos nas áreas de colónias de cagarros.

- o facto da abundância de ratos, apesar de não ter efeito na resposta, estar positivamente relacionada com outra variável com efeito na resposta (Anderson *et al.* 2003) daí ser necessário identificar estas variáveis (Oppel *et al.* 2009), no nosso caso a abundância dos ratos está positivamente relacionada com o sucesso reprodutor. Uma das hipóteses explicativas é o facto de serem os gatos os responsáveis pela predação das crias. Como estes se alimentam também de ratos, as áreas onde existem mais gatos podem ser as áreas onde existem menos ratos e por sua vez as falhas no sucesso reprodutor podem dever-se à predação por gatos. Esta questão deve ser analisada em estudos futuros nesta colónia e deve ser realizado um esforço igual para avaliar as densidades de gatos nas áreas das colónias de cagarro. Jones *et al.* (2008), estimou que numa ilha do Oceano Pacífico a expansão das populações de *Felis cattus* estaria a provocar a mortalidade de cerca de 60 mil aves marinhas por ano. Também outros estudos apontam este facto como por exemplo Keitt *et al.* 2002., Keitt & Tershy 2003 e Faulquier *et al.* 2009.

Em relação a esta última análise propõe-se um esquema exemplificativo das causas de falha de sucesso reprodutor dos cagarros na ilha do Corvo (ver Anexo 14). O esquema permite ilustrar que o efeito positivo das abundância elevadas dos ratos no sucesso reprodutor dos cagarros deve-se à inexistência do efeito negativo dos gatos nos ratos e nos cagarros. Por outro lado o efeito negativo dos ratos no sucesso reprodutor deve-se à existência dos gatos que diminuem a abundância de ratos e o sucesso reprodutor dos cagarros.

De facto, se se confirmar que os gatos são os principais responsáveis pela morte das crias nos primeiros dias de vida e a sua interacção negativa com os roedores, deve ter-se em conta esta questão aquando da elaboração do plano de acção para a erradicação dos ratos na ilha do Corvo (ver também LeCorre 2008). Assim será

necessário que o controlo das populações de roedores seja realizado concomitantemente com o controlo das populações de gatos assilvestrados que se especializaram na predação de aves marinhas, como o cagarro. Isto consistirá em criar uma base de dados baseados em SIG's que contenha todas as espécies presentes nas áreas seleccionadas bem como a sua amplitude de distribuição, densidades e variáveis ambientais mais específicas do que só ao nível dos habitats.

Já existem alguns estudos (Alcover 1993; Cheylan 1999; Towns *et al.* 2006; Jones *et al.* 2008) que apontam que a presença de ratos não influencia a presença de cagarros, e devem-se ter em conta factores como fragmentação do habitat (Small & Hunter 1988), densidade dos ninhos (Coransson *et al.* 1975 *in* Melo & Marini 1997), estrutura da vegetação que circunda o ninho (Martin & Roper 1988 *in* Melo & Marini 1997) e idade das crias (Ziromermann 1984 *in* Melo & Marini 1997). Por outro lado a presença de ratos pode ser apenas um factor limitante para as aves de menor porte enquanto que a distribuição dos outros procelariformes podem ser mais influenciáveis por características da ilha. (Ruffino *et al.* 2009) e espécies de predadores presentes.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Existem algumas dificuldades na realização de estudos com ninhos naturais. São necessárias várias horas de campo e um grande esforço na recolha de dados, não sendo possível controlo dos factores (por ex., altura e tipo de ninho) que podem influenciar a taxa de predação dos ninhos. Por outro lado sendo os dados que se obtêm a partir de sistemas naturais, muitas vezes multi-dimensionais e com interacções não lineares e complexas entre as variáveis, os métodos tradicionais de análise estatística, nomeadamente os modelos de regressão logística podem ser inadequados para perceber padrões e relações. (Cutler *et al.* 2007) e atingem as suas limitações quando o número de variáveis preditivas é grande (Fielding, 1999). Os cientistas, nomeadamente os ecólogos, podem ter bastantes vantagens ao utilizar métodos de computação, e inclusive em situações com um grande número de variáveis preditivas com complexas potenciais interacções. Deste modo, decidimos utilizar o método de análise estatística “Random Forest” para a análise das abundâncias dos ratos e variáveis ambientais que influem na sua distribuição e para o impacto dos roedores o programa MARK.

A utilização destes programas pode ser útil em trabalhos deste tipo, já que permite fazer mais inferências e perceber erros na metodologia utilizada que não são detectados à partida. No entanto, adicionalmente podem ser realizados modelos mistos de análise estatística de forma a confirmar os resultados obtidos. Além disso a realização deste trabalho foi importante no sentido de salientar a possível existência de outras variáveis, além dos ratos, a influenciar o sucesso reprodutor dos cagarros da ilha do Corvo. Seria então importante, perceber o efeito da presença dos gatos na presença dos ratos, por meio de contagens visuais ou indirectamente utilizando armadilhas com isco nas mesmas zonas onde foram instalados os *tracking tunnels* e por outro lado relacionar presença de gatos com a probabilidade de sobrevivência do ninho diária.

O protocolo para o programa de erradicação de predadores deve também ter isto em conta, ou seja, o controlo dos ratos deve ser feito e planeado em conjunto com o controlo dos gatos e se tal for possível, pelo menos em algumas zonas, seria interessante comparar os resultados de sucesso reprodutor nas quatro situações gatos+ratos / gatos / ratos /sem predadores. Além disso a identificação das variáveis ambientais e a sua relação com a probabilidade de presença de espécies invasoras pode ser de grande utilidade no sentido de identificar zonas prioritárias de controlo.

BIBLIOGRAFIA

- Alcover, J. A. (1993). Els mamífers: un repte de biologia de la conservació. In: Alcover J.A., Ballesteros E., Fornós J.J. (eds) *História Natural de l'Arxipèlag de Cabrera*. Mon Soc Hist Nat Bal 2:457–471
- Almeida J. (coord.), Catry P., Encarnação V., Franco C., Granadeiro J.P., Lopes R. Moreira F., Oliveira P. Onofre N., Pacheco C., Pinto M., Pitta Groz M.J. Ramos J. Silva L., (2005) *Calonectris diomedea* Cagarro pp 151-152 In *Livro Vermelho dos Vertebrados de Portugal* (Cabral M.J., Almeida J., Almeida P.R., Dellinger T., Ferrand de Almeida N., Oliveira M.E., Palmeirim J.M., Queiroz A.I., Rogado L. Santos-Reis M. (eds.)) Instituto da Conservação da Natureza, Lisboa
- Amaral, J; Pradas-Puchades, R.M. (2008). Os Roedores das ilhas Flores e Corvo: Distribuição, Fertilidade e Morfometria. XIII Expedição Científica do Departamento de Biologia – Flores e Corvo. Rel.Com Dep.Biol. pp 35-64
- Amaral, J., Almeida, S., Coelho, M., Rocha, J., Resende, S., Silveira, J., Silveira, Quaresma, A., e Gonçalves, A.T., (2006). Rodents: Population structure, demography and infection rate by *Leptospira* on Terceira Island. In: Resumos do Seminário de Leptopirose nos Açores, 24-25 Nov., Ponta Delgada, 31-32.
- Anderson, D. R., Cooch, E. G., Gutierrez, R. J., Krebs, C. J., Lindberg, M. S., Pollock, K. H., Ribic, C. A. e Shenk, T. M (2003). Rigorous science: suggestions on how to raise the bar. *Wildlife Society Bulletin* 31:296-305.
- Angel A., Brown D., Cooper J., Hilton G. & S. Sanders (2006). The introduced rodents of the Tristan da Cunha and Gough Islands (South Atlantic), Impacts and Management options. RSPB Research Report No.X.
- Anon (1994). A survey of the population characteristics and hunting behaviour of the domestic cat in Australia. Petcare Information and Advisory Service, Melbourne.
- Atkinson, I.A.E. (1985). The spread of commensal species of *Rattus* to oceanic islands and their effect on island avifaunas. in *Conservation of Island Birds*, vol. 3 (ed. P. J. Moors), pp. 35–81. ICBP Technical Publication.
- Bart, J. & Robson, D.S. (1982). Estimating survivorship when the subjects are visited periodically. *Ecology* 63:1078-1090

- BirdLife International (2004) State of the world's birds 2004: indicators for our changing world. Cambridge, UK: BirdLife International.
- Bradshaw, J.W.S. (1992). The behaviour of the domestic cat. C.A.B. International. Oxford.
- Bramley, G. N. (1999): Habitat use and responses to odours by rodents in New Zealand. Unpublished
- Breiman L. (2001). Statistical modeling: the two cultures. (With invited comments). Statistical Science 16: 199-215.
- Brooke, M. & Poyser, A.D. (1990) The Manx Shearwater. London. The Condor 98:216-221
- Brown, K.P.; Moller, H. Innes, J. Alterio, N. (1996) Calibration of tunnel tracking rates to estimate relative abundance of ship rats (*Rattus*) and mice (*Mus musculus*) in a New Zealand forest; New Zealand Journal of Ecology, Vol.20; Nº2 271-275
- Buckland, S. T., K. P. Burnham, and N. H. Augustin. (1997). Model selection: an integral part of inference. Biometrics 53:603-618.
- Buckle, A.P. & Fenn, M.G.P. (1992). Rodent Control in the Conservation of endangered species. Proc. 15th Vertebrate Pest Conf.
- Burger, J. & M. Gochfeld. (1994). Predation and effects of humans on island-nesting seabirds. pp 39–67 in Nettleship, D.N., Burger J., e Gochfeld M. Seabirds on Islands: Threats, Case Studies and Action Plans. BirdLife Conservation Series 1. Cambridge: BirdLife International.
- Burnham, K. P., & Anderson, D.R. (1998). Model selection and inference: a practical information-theoretic approach. Springer-Verlag. New York, USA.353 pp.
- Cabral, A., Cabral, C., Arruda, H., Travassos, J., Viveiros, L., Silva, M., Borges T., Quaresma, A., Gonçalves, A.T. e Cruz, J. (2006). Rodents: Population structure, demography and infection rate by *Leptospira* in São Miguel Island. In: Resumos do Seminário de Leptospirose nos Açores, 24-25 Nov., Ponta Delgada, 33-34.
- Catry, P., Granadeiro, J.P., Oliveira, P. (2006). Do Cory's shearwaters *Calonectris diomedea* synchronize laying among neighborhoods? A reappraisal using data from artificial nest sites); Acta Ethol 9:87-90

- Chapuis, J. L., Barnaud, G., Bioret, F., Lebouvier, M. e Pascal, M. (1995). L'eradication des especes introduites, un prealable a la restauration des milieux insulaires. Cas des Iles Francaises. *Natures – Sciences – Societes* 3: 51–65.
- Cheyland G. (1999). Evolution rapide de petites populations insulaires Méditerranéennes de *Rattus rattus*. In: Alcover Ja (ed) *Ecologia de les illes*. Mon Soc Hist Nat Bal 66:83–104
- Childs, J.E. (1986). Size-dependent predation on rats (*Rattus norvegicus*) by house cats (*Felis catus*) in an urban setting. *J. Mammal.*, 67:196-9.
- Clout, M.N. & Veitch, C.R. (2003). Turning the tide of biological invasion: The potential for eradicating invasive species. IUCN Species Survival Commission. Occasional Paper No. 27. pp 1-3
- Collares-Pereira, M., Gonçalves, L. e Santos-Reis, M., (2007). Epidemiologia e controlo da Leptospirose na Região Autónoma dos Açores. Relatório Científico (USA Scientific Cooperative Agreement Nº 58-401-3-F185 2004-2007). Unidade de Leptospirose e Borreliose de Lyme e Unidade de Bioestatística do Instituto de Higiene e Medicina Tropical da Universidade Nova de Lisboa / Centro de Biologia Ambiental da Faculdade de Ciências da Universidade de Lisboa, Lisboa.
- Collares-Pereira, M., Korver, H., Terpstra, W.J., Santos-Reis, M., Ramalhinho, M.G., Mathias, M.L. OOM, M.M., Fons, R., Libois, R. e Petrucci F. (1997) . First epidemiological data on pathogenic leptospires isolated on the Azorean Islands. *European Journal of Epidemiology*, 13: 435-441.
- Cooper, P. & Crossland S. (2007). What other creatures share our Kiwi's habitat?. Tracking tunnels project: Rimutaka Forest Park Trust
- Cramp, S. & Simmons, K.E. (1977). Handbook of the birds of Europe and the Middle East and North Africa. Vol. 1 Oxford University Press, Oxford
- Croxall, J.P., Rothery, P. e Crisp, A. (1992). The effect of maternal age and experience on egg-size and hatching success in Wandering Albatrosses *Diomedea exulans*. *Ibis* 131: 219–228.
- Cutler, D.R., Edwards T.C., Beard, K.H., Cutler, A., Hess, K.T., Gibson, J. e Lawler, J.J. (2007). Random Forests for Classification in Ecology. *Ecology* 88(11) : 2783-2792

- Dinsmore, S.J.; White, G.C.; Knopf, F. (2002) Advanced techniques for modeling Avian nest survival, *Ecology* 83 (12) pp 3476-3488, Ecological Society of America
- Dowding J.E. & E.C. Murphy, (1994). Ecology of ship rats (*Rattus rattus*) in kauri (*Agathis australis*) forest in Northland, New Zealand. *New Zealand Journal of Ecology*, 18(1):19-28.
- Faulquier, L., Fontaine, R., Vidal, E., Salamolard, M. e Le Corre, M. (2009). Feral Cats *Felis cattus* threaten the endangered endemic Barau's Petrel *Pterodroma barau* at Réunion island (western Indian ocean). *Waterbirds* 32: 330-336.
- Fielding, A. H. (1999). Machine learning methods for ecological applications. Kluwer, Dordrecht, The Netherlands.
- Fitzgerald B.F. Daniel M.J., Fitzgerald A.E., Karl B.J., Meads M.J. e P.R. Notman (1981). Factors affecting the numbers of house mice (*Mus musculus*) in hard beech (*Nothofagus truncata*) forest *Journal of The Royal Society of New Zealand*, 26(2):237-249
- Furness, R.W. (1983). Variations in size and growth of Great Skua *Catharacta skua* chicks in relation to adult age, hatching date, egg volume, brood size and hatching sequence. *J. Zool. Lond.* 199:101–116.
- García J.D.D., Arévalo J.R. e J.M. Fernández-Palacios (2005). Patterns of artificial nest predation by introduced rats in a fragmented laurel forest (Tenerife, Canary Islands). *Journal of Natural History*, 38(28):2661-2669
- Gillies, C. & Williams, D. (2002). Using tracking tunnels to monitor rodents and other small mammals. Department of Conservation, Wellington (unpublished).
- Granadeiro, J.P. (1991). The breeding biology of Cory's shearwater *Calonectris diomedea borealis* on Berlenga Island, Portugal. *Seabird* 13:30-39
- Hamer K. & Read, H. (1987). Patterns of return to land in a colony of Cory's Shearwater *Calonectris diomedea* on Selvagem Grande. *Seabird* 10:3-11
- Harris, M.P. (1966). Breeding biology of the Manx Shearwater *Puffinus puffinus*. *Ibis* 108: 17–33.
- Hasler, N.; Klette, R.; Rosenhahn, B. Agnew, W. (2005) Footprint recognition of rodents and insects, East Tamaki Auckland

- Hastie, T. J., Tibshirani, R. J. e. Friedman, J. H. (2001). The elements of statistical learning: data mining, inference, and prediction. Springer Series in Statistics. Springer, New York, USA.
- ICN (Instituto da Conservação da Natureza) (1999): site consultado em Junho 2009 http://www.icn.pt/psrn2000/caracterizacao_valores_naturais/FAUNA/AVES/Calonectris%20diomedea.pdf
- Igual, J.M., Forero, M.G., Gomez, T., Orueta, J.F. e Oro, D. (2006). Rat control and breeding performance in Cory's Shearwater (*Calonectris diomedea*): effects of poisoning effort and habitat features. Anim. Conserv. 9: 59-66.
- Imber M.J. (1975). Petrels and predators. Bull. Int. Council Bird Preserv. 12: 260:263
- Innes, J.G., King, C.M., Flux, M. e Kimberley, M.O. (2001). Population biology of the ship rat and Norway rat in Pureora Forest Park. New Zealand Journal of Zoology, 28, 57-58
- Jones, H. P., Tershy, B. R., Zavaleta, E. S., Croll, D.A., Keitt, B. S., Finkelstein, M. E. e Howald, G. R. (2008). Severity of the effects of invasive rats on seabirds: a global review. Conserv. Biol. 22: 16-26.
- Keitt, B. S. & Tershy, B.R. (2003). Cat eradication significantly decreases shearwater mortality. Anim. Conserv. 6: 307-308.
- Keitt, B. S., Wilcox, C., Tershy, B.R., Croll, D.A. & Donlan, C.J. (2002). The effect of feral Cats on the population viability of Black-vented Shearwaters (*Puffinus opisthomelas*) on Natividad Island, Mexico. Anim. Conserv. 5: 217-223.
- King, C. M., Innes, J. G., Flux, M. e Kimberley, M.O. (1996). Population Biology of small mammals in Pureora forest Park: The feral House mouse (*Mus musculus*). New Zealand Journal of Ecology, 20(2):253-269.
- King, W. B. (1985). Island birds : will the future repeat the past ? in Conservation of Island Birds, vol. 3 (ed. M.P.J.), pp. 3–15. ICBP Technical Publication
- Lack, D. (1968). Ecological Adaptations for Breeding in Birds. London: Methuen.
- Lahti, D. C. (2001) The “edge effect on nest predation” hypothesis after twenty years. Biological Conservation 99:365–374.

- LeCorre, M. (2008). Cats, rats and seabirds. *Nature*. Vol. 451 pp. 134-135
- Le Grand, G. (1983). Checklist of the birds of the Azores. *Arquipélago. Ser.Cien.Nat.* 4 :49-57
- Lequette, B. & Weimerskirch, H. (1990). Influence of parental experience on the growth of Wandering Albatross chicks. *Condor* 92: 726–731.
- Lowe, S., Browne, M., Boudjelas, S., De Poorter, M. (2000). 100 of the World's Worst Invasive Alien Species: A selection from the Global Invasive Species Database. Published by The Invasive Species Specialist Group (ISSG), Species Survival Commission (SSC) of the World Conservation Union (IUCN), Auckland, New Zealand. 12pp.
- Marques I.F.C.S (1997). Estrutura e dinâmica de uma comunidade de micromamíferos em montado, com especial referência a *Mus spretus*. Relatório de Estágio, FCUL.
- Mathias, M. L. (1998). Os mamíferos como factor de risco na Saúde Pública e na Produção Animal *in* Os mamíferos como factor de risco na Saúde Pública e na Produção Animal. Seminário. Angra do Heroísmo, Terceira. 11-11.
- Mathias M.L., Santos-Reis M., Palmeirim J. & M.G. Ramalhinho (1998). Mamíferos de Portugal. Inapa ed. Lisboa. 145pp
- Melo, C. & Marini, M. A. (1997). Predação de ninhos artificiais em fragmentos de matas do Brasil central. *Ornitologia Neotropical* 8:7–14.
- Mayfield, H. (1961). Nesting Success Calculated from Exposure. *The Wilson Bulletin* 73(3) 255-261
- Monteiro, L.R. & Furness, R.W. (1996). Molt of Cory's Shearwater during the breeding season. *Condor* 98: 216–221.
- Monteiro, L.R., Ramos, J.A. e Furness, R.W. (1996). Past and present status and conservation of breeding seabirds in the Azores. *Biol. Conserv.* 78: 319–328.
- Moors, P.J. & Atkinson I.A.E. (1984). Predation on seabirds by introduced animals and factors affecting its severity. *in* Status and Conservation of the World's Seabirds, vol. 2 (eds. J. P. Croxall, P. G. H. Evans and R. W. Schreiber), pp. 667–690. ICBP Technical Publication.

- Moreira I. (1987). Roedores de campo e seu control. Projecto Luso-Alemão "Combate a Roedores de Campo", Direcção Geral de Protecção da Produção Agrícola, Lisboa. 148pp.
- Mougin, J.L. (1998). Factors affecting egg dimensions and breeding success in the Cory's Shearwater (*Calonectris diomedea*) of Selvagem Grande. J. Ornithol. 139, 179-184
- Oppel S., Strobl, C., Huettmann, F. (2009). Alternative methods to quantify variable importance in ecology. Technical Report Number 65. Department of Statistics. University of Munich.
- Paton, D.C. (1991). Loss of wildlife to domestic cats. *In* The impact of cats on native wildlife, ed. C. Potter. ANPWS, Canberra, pp. 64-9.
- Paton, D.C. (1994). Ecology of cats in South Australia and testing possible methods' of control. Unpub. rep. to ANCA, Canberra.
- Peck, D. R., Faulquier, L., Pinet, P., Jaquemet, S. e Le Corre, M. (2008). Feral Cat diet and impact on Sooty Terns at Juan de Nova Island, Mozambique Channel. Anim. Conserv. 11: 65-74.
- PhD thesis, University of Waikato, Hamilton *in* Innes (2001) Advances in New Zealand mammology 1990-2000
- Prieto, J., González-Solís, J., Ruiz, X. e Jover, L. (2003). Can rats prey on gull eggs? An experimental approach. Biol.Conserv. 12, 2477–2486.
- Pye T., Swain R. & Seppelt, R.D. (1999). Distribution and habitat use of the feral black rat (*Rattus rattus*) on subantarctic Macquarie Island. Journal of Zoology 247:429-438 Cambridge University Press
- Pye, T. (1993). Reproductive biology of the feral house mouse (*Mus musculus*) on subantarctic Macquarie Island. Wildlife Research 20(6) 745 - 757
- Rabouam C., Bretagnolle, V., Bigot Y.; Periquet G. (1999). Genetic relationships of Cory's shearwater parentage, mating assortment and geographic differentiation revealed by DNA fingerprintng. The Auk 117(3):651-662. 2000
- R Development Core Team (2009). R: A Language and Environmental for Statistical Computing. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austra. URL: <http://www.R-project.org>

- Quaresma, A., Almeida, S., Costa, D., Borrego, S., Martins, R., Costa, A., Ferreira, P., Freitas, G. e Gonçalves, A..T. (2006). Rodents: Distribution, relative abundance and *Leptospira* infection rate in Terceira and São Miguel Islands. *In*: Resumos do Seminário de Leptopirose nos Açores, 24-25 Nov., Ponta Delgada, 29-30.
- R version 2.9.2 (2009-08-24) Copyright (C) 2009 The R Foundation for Statistical Computing ISBN 3-900051-07-0
- Liaw, A. & Wiener, M. (2002). Classification and Regression by randomForest. *R News* 2(3), 18--22.
- Ramírez, I., Gerales, P., Meirinho, A., Amorim, P., Paiva. V. (2008). Important Areas for Seabirds in Portugal. Project LIFE04NAT/PT/000213 - Sociedade Portuguesa Para o Estudo das Aves. Lisboa.
- Ramos, J.A., Moniz, Z., Sola, E., Monteiro, L.R. (2003). Reproductive measures and chick provisioning of Cory's Shearwater *Calonectris diomedea borealis* in the Azores. *Bird Study* 50: 47-54.
- Ramos, J. A., Monteiro, L. R., Sola, E., Moniz, Z. (1997). Characteristics and competition for nest cavities in burrowing procellariiformes. *Condor* 99: 634–641.
- Ricklefs, R. E. (1990). Seabird life histories and the marine environment: some speculations *Colonial Waterbirds* 13 1-7
- Ruffino, L.; Bourgeois, K., Vidal, E., Duhem, C.; Paacuello, M., Escribano, F., Sposimo, P., Baccetti, N., Pascal e M. Oro, D. (2009). Invasive rats and seabirds after 2000 years of an unwanted coexistence on Mediterranean Islands. *Biological Invasion* 11:1631-1651
- Sanches, S. (2008) Monitorização de roedores e mustelídeos em floresta laurissilva macaronésica e seu impacto na avifauna. Tese de Mestrado em Especialização da Ecologia de Investigação. Departamento de Zoologia da Universidade de Coimbra
- Santos-Reis M. (1998). Origem e colonização dos mamíferos dos Açores *IN* Os mamíferos como factor de risco na Saúde Pública e na Produção Animal. Seminário. Angra do Heroísmo, Terceira. pp 12-13.

- Silva L., Ojeda E. L. e Rodríguez J.L. (2008) Flora e Fauna Terrestre Invasora na Macaronésia. TOP 100 nos Açores, Madeira e Canárias. ARENA, Ponta Delgada, 546pp.
- Small, M.F. & Hunter, M.L. (1988). Forest fragmentation and avian nest predation in forested landscapes. *Oecologia* 76: 62-64
- Stephens S. E., Koons D.N., Rotella J.J. & D.W. Willey (2003) Effects of habitat fragmentation on avian nesting success: a review of the evidence at multiple spatial scales *Conservation* 115 (2003) 101–110
- Thibault, J. C., Bretagnolle, V., Rabouam, C. (1997). *Calonectris diomedea* Cory's shearwater. BWP Update 1:75-98
- Thibault J.C. (1995). Effect of predation by the black rat *Rattus rattus* on the breeding success of Cory's shearwater *Calonectris diomedea* in Corsica. *Mar Ornithol* 23:1–10
- Towns, D.R., Atkinson, I.A.E. e Daugherty, C.H. (2006). Have the harmful effects of introduced rats on islands been exaggerated? *Biol. Inv.* 8: 863-891.
- Warham, J. (1990). The Petrels: Their Ecology and Breeding Systems. Academic Press, London.
- White, G. C. & Burnham, K. P. (1999). Program MARK: survival estimation from populations of marked animals. *Bird Study*, 46 Supplement:120–138.
- Williamson, M. (1996). Biological Invasion. Chapman and Hall.
- Wilson, D.J., McElra, G.J., McElra, L.M., Heyward, R.P., Peach, R.M.E. e Thomson, C. (2006). Potential conservation: impact of high-altitude small mammals: a field study and literature review. *Doc Research & Development Series* 284:51pp.
- Yom-Tov, Y., Yom-Tov, S., Moller, H., (1999). Competition, coexistence and adaptation amongst rodent invaders to Pacific to New Zealand islands. *Journal of Biogeography*, 26, pp 947-958
- Zino, P.A. (1971) . The breeding of Cory's Shearwater *Calonectris diomedea borealis* on the Salvage Islands. *Ibis* 113: 212–217.

- Zino, P.A., Zino, F., Maul, T. e Bischoff, J.M. (1987). The laying, incubation and fledging periods of Cory's shearwater *Calonectris diomedea borealis* on Selvagem Grande in 1984. *Ibis* 129:393–398.

ANEXOS




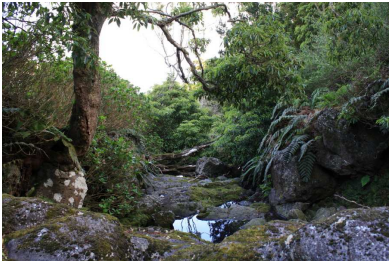

ANEXO 1








Figura 19: Localização dos *tracking tunnels* na ilha do Corvo

ANEXO 2(1)

Tabela 9: Identificação das linhas e habitat dos *tracking tunnels*

<u>Armadilha:</u>	<u>Habitat</u>	<u>Aspecto Geral</u>
Linha 1 e 15 01 a 05 / 71 a 75	Hortas Muradas	
Linha 2 e 16 06 a 010/ 76 a 80	Predominância de Tamarix sp	
Linha 3 e 4 011 a 020	Fajã Rochosa	
Linha 5 e 9 021 a 025/ 41 a 45	Ribeira	
Linha 6, 7, 8 e 14 026 a 040/ 66 a 70	Pasto Murado	

ANEXO 2(2)

<u>Armadilha:</u>	<u>Habitat</u>	<u>Aspecto Geral</u>
Linhas 10 e 11 046 a 055	Predominância de Urze	
Linha 12 056 a 060	Pasto Murado com Urze	
Linha 17 e 18 81 a 90	Predominância de <i>Arundo donax</i> (Canas)	
Linha 13, 21 a 22 61 a 65/101 a 110	Arbóreo	
Linha 19 e 20 91 a 100	Caldeira	

ANEXO 3



Figura 20: *Tracking tunnel* no habitat com predominância de *Tamarix sp.*



Figura 21: Pormenor do Tracking tunnel

ANEXO 4



Figura 22: Interior dum *tracking tunnel* depois de uma noite de iscagem



Figura 23: Pegada de gato



Figura 24: Pegadas de murganho



Figura 25: Pegadas de ratos

ANEXO 5

Tabela 10: Ordem ascendente da importância das variáveis ambientais para a distribuição dos ratos, obtidas pelo método RF e através da análise da *MeanDecreaseAccuracy*.

Abril – Maio

Variáveis Ambientais	MeanDecreaseAccuracy
MH7	-1.63189332
MH8	-1.38715578
ENDEMIC	-0.97938644
EDIBLE	-0.80379477
MH4	-0.36762077
ROCK	-0.07617582
MH6	-0.0244144
MH1	0.37798697
GARBAGE	0.44725087
ALT100	0.45270989
WATER	0.67361493
ALT300	1.19740597
MH3	1.21229322
MH5	1.22355793
MH9	2.04009849
EXOTIC	2.36165179
DISTVIL	3.31733328
WALL	4.39228847
MH10	5.02292771
MH2	5.57501768
DISTROAD	5.91517588

Setembro – Outubro

Variáveis Ambientais	MeanDecreaseAccuracy
MH8	-0.40621944
MH7	-0.02811314
ROCK	-0.01538654
ENDEMIC	0.1337518
DISTVIL	0.21617488
ALT300	0.26008486
EDIBLE	0.32771034
MH1	0.41317238
WATER	0.45005616
GARBAGE	0.53778174
MH9	0.59802858
WALL	0.61022846
MH3	1.059686
MH5	1.19962482
MH4	1.26969469
ALT100	1.55115367
MH10	1.92131792
MH2	2.17174222
MH6	3.6862399
EXOTIC	4.37409543
DISTROAD	5.19606497

ANEXO 6

Tabela 11: Ordem ascendente das importâncias das variáveis ambientais para a presença de murganhos nas duas épocas, obtidas pelo método RF e análise do *MeanDecreaseAccuracy*. ordenadas

Abril – Maio

Variáveis Ambientais	MeanDecreaseAccuracy
MH4	-2.1839309
ROCK	-1.67903558
EXOTIC	-1.49544981
ENDEMIC	-1.25782321
MH9	-1.23945177
MH8	-1.08390132
WATER	-1.06531718
EDIBLE	-0.73014405
MH3	-0.4895517
ALT300	-0.41696386
WALL	-0.36591214
DISTROAD	-0.2604864
MH10	-0.13875016
MH1	0.17856468
GARBAGE	0.21822222
MH5	0.24959902
MH7	0.2573221
ALT100	0.65533008
MH6	1.27658092
DISTVIL	1.79077719
MH2	1.89560353

Setembro – Outubro

Variáveis Ambientais	MeanDecreaseAccuracy
MH7	-1.49483403
MH1	-0.83258799
ENDEMIC	-0.38536096
MH4	-0.35019323
MH2	-0.18422109
MH8	-0.01837682
GARBAGE	0.10719012
EDIBLE	0.14144017
WATER	0.24811901
ALT300	0.37083559
ALT100	0.39643597
ROCK	0.4217695
EXOTIC	0.50094516
MH5	0.52252552
MH3	0.63141974
MH10	0.76849574
MH9	0.90570572
WALL	1.18227331
MH6	1.4980599
DISTROAD	1.7712363
DISTVIL	1.9670459

ANEXO 7



Figura 26: Localização dos ninhos de cagarros divididos em oito locais identificados no mapa

ANEXO 8



Figura 27: Ninhos de cagarro



Figura 28: Adulto de cagarro dentro do ninho

ANEXO 9



Figura 29: Adulto e cria de cagarro no ninho nos primeiros dias após eclosão



Figura 30: Cria de cagarro no ninho com cerca de 3 semanas

ANEXO 10



Figura 31: Predação de adulto de cagarro



Figura 32: Predação de ovo



Figura 33: Predação de cria

ANEXO 11

Tabela 12: Comparações entre as fenologias do período reprodutor nas Selvagens, Berlenga e Açores (Ramos *et al.* 2003)

Table 2. Comparison of breeding and chick feeding characteristics of the populations of Cory's Shearwater at Selvagem Grande (breeding: Zino 1971, Zino *et al.* 1987; feeding: Granadeiro *et al.* 1998b, Hamer & Hill 1993, Hamer & Hill 1994), Azores (this study, Klomp & Furness 1992) and Berlenga (breeding: Granadeiro 1991; feeding: Granadeiro 1998b). Unless otherwise stated values are mean \pm sd. CV is the coefficient of variation.

Characteristic	Selvagem Grande	Azores	Berlenga
Laying date	30 May \pm 2.4 (n = 49) 1 June \pm 3.2 (n = 277)	nd	1 Jun \pm 3.2 (n = 57)
Hatching date	23 Jul \pm 2.8 (n = 27)	24 Jul \pm 3.4 (n = 86)	25 Jul \pm 2.7 (n = 25)
Egg length (mm)	75.3 \pm 2.7 (n = 46)	74.3 \pm 2.9 (n = 160)	73.5 \pm 3.0 (n = 37)
Egg breadth (mm)	50.2 \pm 1.5 (n = 46)	49.3 \pm 1.6 (n = 160)	48.4 \pm 1.6 (n = 37)
Incubation period (days)	54.5 \pm 1.1 (n = 88)	nd	55.1 \pm 1.7 (n = 20)
Hatching weight (g)	77.0 (n = 13)	76.7 \pm 9.9 (n = 52)	69.2 \pm 8.8 (n = 14)
Hatching success (%)	65.3 (n = 190)	51.4 (n = 311)	42.2 (n = 59)
Fledging success (%)	81.6	87.2	88.0
Fledging period (days)	96.8 \pm 2.7 (n = 78)	95.7 \pm 2.3 (n = 25) ¹	94.9 \pm 3.0 (n = 10) ²
Fledging date	31 Oct \pm 3.5 (n = 155)	25 Oct \pm 2.7 (n = 156)	25 Oct \pm 1.2 (n = 10)
Fledging weight (g)	854.7 \pm 109.9 (n = 68)	873.8 \pm 93.6 (n = 68)	887.0 \pm 74.2 (n = 10)
Chick daily feeding frequency			
2 Aug (CV, %)		1995: 0.87 \pm 0.2 (n = 27) (CV = 23)	1996: 0.89 \pm 0.1 (n = 11) (CV = 11)
13–25 Aug (CV, %)	1991: 0.79 \pm 0.1 (n = 9) (CV = 13) 1997: 0.52 \pm 0.2 (n = 32) (CV = 39)	1995: 0.74 \pm 0.2 (n = 28) (CV = 27)	1995: 0.84 \pm 0.2 (n = 17) (CV = 23)
Nightly food delivery, SUM ³			
2 Aug (CV, %)		1995: 58.1 \pm 19.5 (n = 135) (CV = 34)	1995: 53.3 \pm 28.2 (n = 126) (53)
13–25 Aug (CV, %)	1991: 56.1 \pm 42.8 (n = 356) (CV = 76) 1997: 52.7 \pm 68.9 (n = 224) (CV = 131)	1989: 61.9 \pm 50.0 (n = 54) (CV = 81) 1995: 65.7 \pm 18.3 (n = 145) (CV = 28) 1995: 49.4 \pm 19.3 (n = 145) (CV = 39)	

¹A further 24 chicks were still in nests on 31 October. ²A further 11 chicks were still in nests on 27 October. ³SUM (g) data treated as independent (i.e. not based on chick means), since previous studies calculated SUM in this manner.

ANEXO 12

Tabela 13: Modelos testados no MARK, adicionalmente à tabela 8 tem o número de parâmetros, model likelihood e Qdeviance.

Model	QAICc	Delta QAICc	AICc Weights	Model Likelihood	Num . Par	QDeviance
{rat}	177.3645	0	0.45612	1	13	151.1806
{stage + rat}	179.3175	1.953	0.17179	0.3766	14	151.1052
{stage+rat+rat*stage}	180.2389	2.8744	0.10837	0.2376	15	149.9961
{initiation}	180.8408	3.4763	0.08021	0.1759	13	154.6568
{initiation+age+stage+rat+rat*age*stage}	182.1372	4.7727	0.04195	0.092	16	149.8619
{initiation+age+stage+rat+rat*stage}	182.2635	4.899	0.03938	0.0863	16	149.9882
{initiation + age + stage}	182.8682	5.5037	0.02911	0.0638	14	154.6559
{age+stage+rat+age*stage}	183.3116	5.9471	0.02332	0.0511	16	151.0362
{initiation + stage + age + rat}	183.3731	6.0086	0.02261	0.0496	16	151.0978
{initiation+age+stage+age*stage}	184.8611	7.4966	0.01075	0.0236	15	154.6183
{age}	184.8997	7.5352	0.01054	0.0231	15	154.6569
{control}	186.0721	8.7076	0.00586	0.0128	15	155.8293

ANEXO 13

Tabela 14: Matriz de Leslie para obtenção do ciclo de vida das populações de cagarro em que $t(x)$ corresponde à idade com as respectivas taxas de sobrevivência

[illegible]

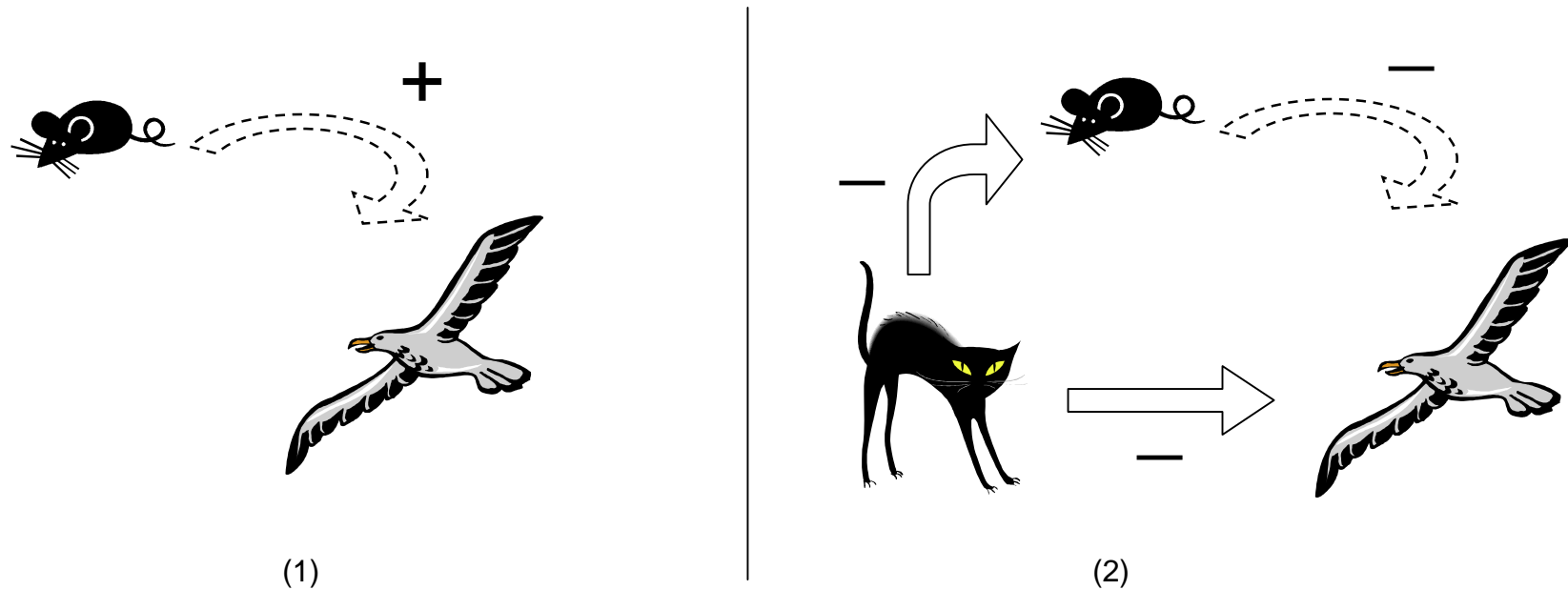


Figura 34: Esquema exemplificativo do efeito da variável gatos: um aumento no número de gatos numa determinada zona com ninhos de cagarro terá um efeito negativo em termos do número de ratos traduzindo-se numa menor abundância e efeito negativo no sucesso reprodutor dos cagarros devido à predação por parte dos gatos (2). Se excluirmos os gatos, este efeito traduz-se num aumento de abundância dos ratos e portanto menos predação de crias por parte dos gatos, traduzindo-se num aumento de sucesso reprodutor nessas zonas (1).